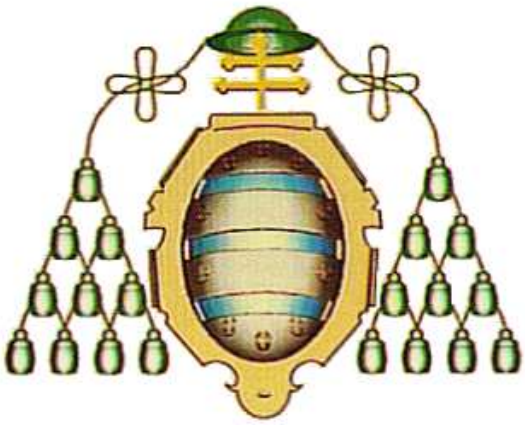
UNIVERSIDAD DE OVIEDO



Máster Universitario en Dirección de Proyectos

Trabajo Fin de Máster

ANÁLISIS DE LA CONFIABILIDAD DE LAS METODOLOGIAS EICV.

Jose Luis Cámbara Villanueva

Directores: D. Jose Valeriano Álvarez Cabal

Dª. Rocío Luiña Fernández

Julio, 2012

Por la presente, los abajo firmantes como tutores del trabajo fin de grado titulado “Análisis de la confiabilidad de las metodologías EICV”

CERTIFICAN

Que el trabajo reúne todos los requisitos de los trabajos de fin de grado acorde con el Reglamento que los regula en la Universidad de Oviedo, y para que así conste lo firman los tutores.

D. Jose Valeriano Álvarez Cabal

Fdo:

Dª. RocioLuiña Fernández

Fdo:

Al alumno que presenta el presente trabajo:

D. Jose Luis Cámbara Villanueva

Fdo:

Tabla de contenido

1 Introducción ____ *9*

2 La relevancia de la sostenibilidad ____ *11*

3 Análisis del Ciclo de Vida ____ *15*

3.1 Aproximación Histórica ____ **15**

3.2 Concepto ____ **17**

3.3 Definiciones ____ **19**

3.4 Norma ISO 14040 ____ **20**

4 Metodología del ACV ____ *24*

4.1 Definición de Objetivos y alcance del ACV ____ **25**

4.2 Análisis del Inventario (ICV) ____ **27**

4.3 Evaluación de Impactos (EICV) ____ **29**

4.4 Interpretación de Resultados ____ **35**

4.5 Bases de Datos Ambientales ____ **35**

4.6 Software para el desarrollo del ACV ____ **37**

5 Metodologías de Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida ____ *39*

6 Revisión Analítica del ACV ____ *44*

6.1 Fortalezas del ACV ____ **44**

6.2 Debilidades del ACV ____ **45**

6.2.1 Incertidumbre y Subjetividad ____ 45

6.2.2 Complejidad ____ 48

6.2.3 Dificultad asignación de pesos y límites ____ 50

6.2.4 Dimensión temporal, geográfica y social ____ 50

7 Otras herramientas de sostenibilidad ____ *52*

7.1 La Huella de Carbono ____ **52**

7.2 Huella Ecológica ____ **55**

7.3 La Huella Hídrica ____ **56**

8 Objetivos planteados ____ *61*

9 Revisión metodologías EICV ____ *64*

9.1 CML 2002 ____ **65**

9.1.1 Descripción del método ____ 65

9.1.2 Uso del suelo, agua y ruido en CML ____ 67

9.2 Eco-indicador 99 ____ **68**

9.2.1 Descripción del método ____ 68

9.2.2 Uso del suelo, agua y ruido en Eco-Indicador99 ____ 71

9.3 TRACI ____ **72**

9.3.1 Descripción del método ____ 72

9.3.2 Uso del suelo, agua y ruido en TRACI ____ 73

9.4 IMPACT 2002+ ____ **74**

9.4.1 Descripción del método ____ 74

9.5 Uso del suelo, agua y ruido en IMPACT 2002+ ____ **76**

9.6 ReCipe ____ **78**

9.6.1 Descripción del método ____ 78

9.6.2 Uso del suelo, agua y ruido en ReCipe ____ 80

9.7 Otras metodologías EICV ____ **83**

9.7.1 LIME ____ 83

9.7.2 Ecopoints 2006 ____ 85

9.7.3 MEEuP ____ 85

9.7.4 EDIP 2003 ____ 85

9.8 Revisión uso del suelo ____ **86**

9.9 Revisión categoría consumo de agua ____ **88**

9.10 Revisión categoría Ruido ____ **90**

10 Caso ejemplo: biocombustibles ____ *91*

10.1 Los biocombustibles ____ **91**

10.2 Biodiesel ____ **93**

10.3 Bioetanol ____ **94**

10.4 Revisión crítica de los biocombustibles ____ **95**

10.5 Biocombustibles y categorías a estudio ____ 99

10.5.1 Uso del suelo ____ 100

10.5.2 Consumo de agua ____ 102

10.5.3 Ruido ____ 106

11 Estudio de confiabilidad en función del caso ejemplo____ 107

11.1 Introducción____ 107

11.2 Metodología de trabajo____ 108

11.3 Tratamiento de datos ____ 110

11.4 Comparativo indicador final ____ 111

11.5 Comparativo categorías finales de daño ____ 114

11.5.1 Salud Humana ____ 114

11.5.2 Calidad Ecosistema ____ 115

11.5.3 Recursos ____ 116

11.6 Comparativo categorías de impacto____ 117

11.6.1 Cambio climático____ 117

11.6.2 Toxicidad humana____ 118

11.6.3 Ecotoxicidad ____ 119

11.6.4 Uso de suelo ____ 120

12 Conclusiones y líneas de futuro ____ 130

12.1 Valoración de la confiabilidad____ 130

12.2 Carencias detectadas en las metodologías EICV ____ 131

12.3 Metodologías complementarias____ 132

12.3.1 Uso del suelo ____ 132

12.3.2 Ruido ____ 132

12.3.3 Agua____ 136

12.4 Líneas de futuro____ 136

13 Bibliografía ____ 137

Índice de ilustraciones

ILUSTRACIÓN 1. FIGURA DESARROLLO SOSTENIBLE: SOCIEDAD, MEDIO AMBIENTE Y ECONOMÍA. 13
ILUSTRACIÓN 2. GRAFICA TEMPORAL DESARROLLO ACV. (SIEGENTHALER, 2008) 17
ILUSTRACIÓN 3. CICLO DE VIDA DE UN PRODUCTO. (IHOBE, ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA Y HUELLA DE CARBONO- DOS MANERAS DE MEDIR EL IMPACTO AMBIENTAL DE UN PRODUCTO-., 2009) [IHOBE]. . 18
ILUSTRACIÓN 4.COMPARATIVA ACV, ANÁLISIS AMBIENTAL Y ESTUDIO IMPACTO AMBIENTAL. 19
ILUSTRACIÓN 5. FASES DE UN ACV DE ACUERDO A ISO 14040..... 22
ILUSTRACIÓN 6. FASES DE UN ACV DE ACUERDO A ISO 14040..... 23
ILUSTRACIÓN 7. ETAPAS Y ESTRUCTURA DEL ACV. 25
ILUSTRACIÓN 8. DIAGRAMA EICV. 30
ILUSTRACIÓN 9. TABLA CATEGORÍAS DE IMPACTO, UDS. Y FACTORES DE CARACTERIZACIÓN.(IHOBE, ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA Y HUELLA DE CARBONO- DOS MANERAS DE MEDIR EL IMPACTO AMBIENTAL DE UN PRODUCTO-., 2009). 31
ILUSTRACIÓN 10. EJEMPLO CARACTERIZACIÓN, NORMALIZACIÓN Y PONDERACIÓN SEGÚN EI95. (IHOBE, ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA Y HUELLA DE CARBONO- DOS MANERAS DE MEDIR EL IMPACTO AMBIENTAL DE UN PRODUCTO-., 2009). 33
ILUSTRACIÓN 11. ESQUEMA DE RELACIONES ENTRE TIPOS DE BBDD Y ACV. (IHOBE, ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA Y HUELLA DE CARBONO- DOS MANERAS DE MEDIR EL IMPACTO AMBIENTAL DE UN PRODUCTO-., 2009)..... 37
ILUSTRACIÓN 12. DESARROLLOS INFORMÁTICOS PARA REALIZAR UN ACV. 38
ILUSTRACIÓN 13. RELACIÓN ENTRE: INTERVENCIONES, MIDPOINTS, ENDPOINTS Y ÁREAS DE PROTECCIÓN. [UDO DE HAES ET AL., 1999]. 41
ILUSTRACIÓN 14.METODOLOGÍAS Y CARACTERÍSTICAS (II). FUENTE IHOBE. 43
ILUSTRACIÓN 15. RELACIÓN BASES DE DATOS MÁS POPULARES. 46
ILUSTRACIÓN 16. GRÁFICA RELACIÓN CALIDAD ACV É INVERSIÓN DATOS Y TIEMPO..... 49
ILUSTRACIÓN 17. ISO Y HUELLA DE CARBONO. FUENTE IHOBE. 53
ILUSTRACIÓN 18. HUELLA HÍDRICA. 59
ILUSTRACIÓN 19. METODOLOGÍAS ELEGIDAS Y CARACTERÍSTICAS. 65
ILUSTRACIÓN 20. ESQUEMA CML 2001.(JOINTRESEARCH CENTRE, 2010). 67
ILUSTRACIÓN 21. ESQUEMA ECO-INDICADOR 99. (JOINT RESEARCH CENTRE, 2010) 71
ILUSTRACIÓN 22. ESQUEMA IMACT 2002+. FUENTE EPFL (HUMBERT, 2012)..... 76
ILUSTRACIÓN 23. ESQUEMA RECIPE. FUENTE RECIPE 2008. (MARK GOEDKOOP, REINOUT JEIJUNGS, MARK HUIJBREGTS, AN DE SCHRYVER, JAAP STRUIJS, ROSALIE VAN ZELM, JANUARY 2009)..... 79
ILUSTRACIÓN 24. FACTORES DE CARACTERIZACIÓN MIDPOINT OCUPACIÓN SUELO. FUENTE RECIPE 2008 (MARK GOEDKOOP, REINOUT JEIJUNGS, MARK HUIJBREGTS, AN DE SCHRYVER, JAAP STRUIJS, ROSALIE VAN ZELM, JANUARY 2009)..... 80
ILUSTRACIÓN 25. ESQUEMA MODELIZACIÓN AGUA Y SUELO (MIDPOINT-ENDPOINT). RECIPE. 83

ILUSTRACIÓN 26. ESQUEMA LIME.(JOINTRESEARCH CENTRE, 2010) 84
ILUSTRACIÓN 27. ESQUEMA EDIP 2006.(JOINTRESEARCH CENTRE, 2010) 86
ILUSTRACIÓN 28.ESQUEMA TIPOS DE BIOMASA. FUENTE FENERCOM 92
ILUSTRACIÓN 29.RUTAS DE PRODUCCIÓN DE BIOCOMBUSTIBLES DESDE LA BIOMASA. (RICARDO GUERRERO, GUSTAVO MARREO, JOSE M. MARTÍNEZ-DUART Y LUIS A. PUCH, 2010) 94
ILUSTRACIÓN 30. RENDIMIENTO PRODUCCIÓN BIOETANOL. FUNDACIÓN IDEAS. (RICARDO GUERRERO, GUSTAVO MARREO, JOSE M. MARTÍNEZ-DUART Y LUIS A. PUCH, 2010) 95
ILUSTRACIÓN 31. INTENSIDAD EN LA UTILIZACIÓN DEL USO DEL SUELO DE VARIOS BIOCOMBUSTIBLES. .. 101
ILUSTRACIÓN 32. COMPARATIVA IMPACTO FINAL BIOCOMBUSTIBLES SEGÚN MÉTODO..... 113
ILUSTRACIÓN 33.COMPARACIÓN COMBUSTIBLES POR METODOLOGÍAS EN PUNTO FINAL SIN IMPACTO POR CAMBIO DE CLIMA. 113
ILUSTRACIÓN 34.PESO DE LAS CATEGORÍA SOBRE IMPACTO FINAL SEGÚN RECIPE (COMBUSTIBLES). 117
ILUSTRACIÓN 35. ORDEN DE IMPACTO CAMBIO DE CLIMA SEGÚN % REFERIDO AL DIESEL. 118
ILUSTRACIÓN 36. GRÁFICA COMPARATIVA DE ECOTOXIDAD DEL SUELO CON RECIPE & IMPACT2002+ PARA BIOCOMBUSTIBLES. 120
ILUSTRACIÓN 37. GRÁFICA IMPACTO BIOCOMBUSTIBLES POR OCUPACIÓN DEL SUELO SEGÚN METODOLOGÍA UTILIZADA. 122
ILUSTRACIÓN 38. GRÁFICAS TRANSFORMACIÓN SUELO CON EI99 & RECIPE..... 123
ILUSTRACIÓN 39. COMPARATIVAS DE IMPACTO DEL SUELO REFERIDO AL TOTAL DEL RAPE EI99 & RECIPE. 125

Índice de tablas

TABLA 1.RECIPE. FACTORES DE DAÑO POR TRANSFORMACIÓN DEL SUELO, SEGÚN SU TIPO. 82
TABLA 2. DATOS DE ACEITES CON ORIGEN EN DIFERENTES MATERIAS PRIMAS. 98
TABLA 3. CONSUMO DE AGUA MAÍZ Y PATATA (ESPAÑA É ITALIA). 104
TABLA 4.CONSUMOS DE AGUA SEGÚN FUENTE ORIGEN. 106
TABLA 5. LISTA DE COMBUSTIBLES A ESTUDIO. 109
TABLA 6. PORCENTAJES DE INDICADOR FINAL REFERIDO AL DIESE RER..... 111
TABLA 7. OPCIONES ORDENADAS SEGÚN INDICADOR FINAL REFERIDAS AL DIESEL RER. 112
TABLA 8. PORCENTAJES REFERIDOS AL DIESEL RER. CATEGORÍA SALUD HUMANA SIN EFECTOS CAMBIO CLIMÁTICO. 114
TABLA 9. ORDENACIÓN (PEOR Á MEJOR) REF. DIESEL EN CATEGORÍA SALUD HUMANA -SIN CAMBIO CLIMÁTICO. 115
TABLA 10. % DE IMPACTO AL ECOSISTEMA REFERIDOS AL DIESEL RER POR METODOLOGÍA. 115
TABLA 11. ORDEN DE IMPACTO A LA CALIDAD DEL ECOSISTEMA SEGÚN RECIPE / EI99 / IMPACT2002+ . 115

TABLA 12.VALORES EN PORCENTAJE REFERIDOS AL DIESEL RER PARA LA CATEGORÍA RECURSOS RENOVABLES. 116
TABLA 13.IMPACTOS CATEGORÍAS RECURSOS POR ORDEN DE MAYOR GRADO Á MENOR. 117
TABLA 14. CATEGORÍA TOXICIDAD HUMANA EN % REFERIDA AL DIESEL RER COMO 100%. 118
TABLA 15.ORDEN DE IMPACTO EN TOXICIDAD HUMANA DE COMBUSTIBLES SEGÚN METODOLOGÍA EMPLEADA. 118
TABLA 16. ECOTOXICIDAD CON RECIPE & IMPACT2002+ & EI99 PARA COMBUSTIBLES. 119
TABLA 17.ECOTOXICIDAD CON RECIPE & IMPACT2002+ & EI99 PARA COMBUSTIBLES. 119
TABLA 18. CATEGORÍA ECOSISTEMA EN COMBUSTIBLES CON RECIPE & IMPACT2002+ & EI99. 119
TABLA 19. VALORES EN % REFERIDOS AL DIESEL DE LA CATEGORÍA USO DE SUELO POR MODELO EICV. 120
TABLA 20. EI99 & RECIPE & IMPACT CATEGORÍA USO DE SUELO 121
TABLA 21. ORDEN BIOCOMBUSTIBLES POR MAYOR GRADO DE IMPACTO POR USO DEL SUELO SEGÚN METODOLOGÍA. 121
TABLA 22. DATOS ENDPOINT SEGÚN PRODUCTO Y METODOLOGÍA DEBIDOS AL USO DEL SUELO. 124
TABLA 23. RELACIÓN ENTRE SUELO TRANSFORMADO Y OCUPADO (EI99 & RECIPE)..... 124
TABLA 24. RELACIÓN EN RECIPE ENTRE SUELO TRANSFORMADO Y OCUPADO..... 126
TABLA 25.TIPO DE SUELOS TRANSFORMADOS PARA CULTIVO PALMA MALASIA. 127
TABLA 26.TIPO SUELO ESTIMADO DE USO PARA LA SOJA POR ORIGEN. 127
TABLA 27. TIPO DE SUELOS TRANSFORMADOS PARA EL CULTIVO DE RAPE EN ALEMANIA. 127
TABLA 28.VALORACIONES CULTIVOS DE BIOMASA SEGÚN MODELO EICV. 128
TABLA 29.FACTORES DAÑO SEGÚN OCUPACIÓN SUELO (RECIPE Y EI99). (NIELS JUNGBLUTH, DECEMBER 2007) 128
TABLA 30.RELACIÓN DE IMPACTOS POR OCUPACIÓN DE SUELO REF. PALMA DE MALASIA..... 129
TABLA 31. SELECCIÓN MEJOR BIOCOMBUSTIBLE: SUELO Y CULTIVO. 129

1 Introducción

Cambio climático, contaminación, sostenibilidad se ha convertido en términos comunes en nuestra vidas en le época actual. Son empleados para campañas de marketing, para desarrollar políticas ambientales é integradas en políticas empresariales lo que muestra la concienciación general sobre la importancia que representa la preservación del medio ambiente para la continuidad de la especie humana. Como herramienta para contribuir a la conservación y mejora medioambiental del planeta se ha desarrollado una herramienta de análisis de impactos de los productos, servicios ó procesos llamada ACV (Análisis del Ciclo de Vida) que cuenta con métodos para realizar una de las fases que la componen, la Evaluación de Impacto en el Ciclo de Vida (EICV).

Los métodos en su mayoría tienen diferente base científica y planteamientos teóricos distantes entre sí. La validez del resultado final de los estudios realizados para evaluar los impactos provocados empleando alguna de estas metodologías se encuentra estrechamente relacionada con su coherencia y fortaleza metódica.

Dada la importancia de la temática en el contexto actual y el hecho de la existencia de diferentes metodologías para realizar la ECIV. Con planteamientos en su concepción que llevan a la aplicación de factores de caracterización y de valoración de impactos distintos. Por consiguiente resulta clave está etapa en el proceso de realización del ACV, ya que en función de la información aportada por la misma se detectarán las etapas críticas del ciclo de vida del producto, proceso ó servicio sobre el que se ha realizado el estudio, detectando los puntos de mayor peso medioambiental y en consecuencia permitir tomar medidas correctoras ó decisiones estratégicas. Si la finalidad del estudio es comparar dos productos, determinar cual de ellos es él más conveniente.

Por todo ello parece importante analizar la independencia de los resultados respecto de la metodología empleada para el EICV, ya que de lo contrario la validez de los estudios quedaría comprometida por el método utilizado en la fase de evaluación de impactos. El presente documento contiene el análisis realizado empleando un conjunto de actuales metodologías para realizar EICV, aplicadas a combustibles y centrando estudio en

aspectos habitualmente poco considerados; con el fin de comprobar la confiabilidad de los resultados que nos ofrecen, junto con una descripción de carencias y posibles puntos de mejora de las mismas.

2 La relevancia de la sostenibilidad

En la actualidad la sociedad industrializada y de consumo ha instaurado una demanda insaciable de recursos al sistema natural así como un retorno de emisiones y vertidos que tienen unos efectos colaterales negativos para el medioambiente: agujero de la capa de ozono, cambio climático, deforestación, lluvia ácida, contaminación de los mares, etc. Por otro lado, el legado a las futuras generaciones de un planeta con un medio ambiente apto para la vida y que garantice la continuidad de la humanidad es una preocupación que ha ido cogiendo valor en la sociedad actual, especialmente durante las últimas décadas, y que alcanza un mayor índice crítico en la sociedad globalizada actual.

Hoy en día el deterioro medioambiental es causado por remisiones procedentes de fuentes muy diversas y difusas. Debido al crecimiento de la población y el consumo, su control individual ya no es suficiente para evitar que los problemas medioambientales sean cada vez mayores. Tales circunstancias han hecho que la legislación para la protección del medio ambiente centrada en actividades específicas, desarrolladas en lugares concretos, y en sustancias específicas, presentes en un medio determinado, se considere incompleta. Por otra parte, las leyes y políticas medioambientales orientadas hacia la producción y el manejo de residuos no tienen en cuenta el modo en el que el producto es diseñado y usado, siendo estas etapas de importancia notable en el impacto total que el producto tiene sobre el medio ambiente. (Rodriguez, M; Díaz, E; Ordónez, S.; Vega, A, y Coca, J.;, 2005)

A su vez los consumidores son cada vez más exigentes con lo que consumen y más conscientes de las implicaciones que ciertos productos, servicios ó procesos conllevan para el futuro de la humanidad, pero la sociedad en general no está dispuesta a renunciar al “bienestar establecido”. Surge en consecuencia una nueva necesidad para la industria de satisfacer las necesidades y demandas de los consumidores pero salvaguardando el medioambiente.

La actividad del ser humano plantea una serie de retos que sería necesario resolver sin limitar el desarrollo económico y técnico, surge entonces el concepto de “desarrollo

sostenible". El término quedó definido por el informe Brundtland de 1987 como "la capacidad de satisfacer las necesidades de la actual generación sin sacrificar la capacidad de futuras generaciones de satisfacer sus propias necesidades". (Brundtland, 1987).

El informe destaca cinco puntos clave para alcanzar un desarrollo sostenible:

- Las demandas no deben limitar las necesidades futuras.
- El futuro económico de la humanidad está unido al mantenimiento de los ecosistemas.
- El sistema mundial actual no es sostenible.
- La protección del medioambiente no es posible a no ser que se mejore el desarrollo económico de los países más pobres.
- Es necesario mantener todas las opciones posibles para las generaciones futuras, porque ellas tienen el derecho de elegir sus propias necesidades.

La definición de desarrollo sostenible propuesta por el Informe Brundtland (Brundtland, 1987) se ha extendido de forma generalizada, pero en la mayor parte de los casos se utiliza vacía de significado. Se han desarrollado, como consecuencia de su diferente origen disciplinar y posterior evolución, diferentes conceptos en lo referente a la gestión medioambiental: ciclo de vida, ecodiseño, tecnología limpia, ecología industrial y gestión de la calidad ambiental total. Estos métodos tienen como objetivo último el alcanzar el desarrollo sostenible.

La producción y el consumo sostenible sólo pueden conseguirse si todos los agentes que actúan en el mercado lo hacen de forma responsable. El mayor reto es pues, pensar en el medio ambiente en cada etapa de toma de decisiones en el campo industrial, minorista y de consumo. (Mark Goedkoop, Suzanne Effing y Marcel Colligton., 1999).

El concepto de sostenibilidad no debe ser confundido con protección del medio ambiente, ya que es un concepto más amplio. Abarca tres aspectos diferentes pero interrelacionados entre sí: medioambiental, económico y social.

Para que la solución sea sostenible, debe satisfacer las tres vertientes del concepto de sostenibilidad. Ahora bien, hablar de soluciones sostenibles parece demasiado ambicioso en general. Existen una gran cantidad de variables a evaluar en el sistema.

Uno de los métodos mencionados anteriormente, que si bien nació con un fin de avaluación de impactos ambientales, tras su desarrollo y en la actualidad permite abordar los tres aspectos clave de la sostenibilidad; económico, medioambiental y social; es el

Análisis de Ciclo de Vida. El cuál es capaz de evaluar los impactos cuantificables, ya sean medioambientales ó económicos. El problema surge cuando los impactos no son cuantificables, como ocurre en los asociados a aspectos sociales.

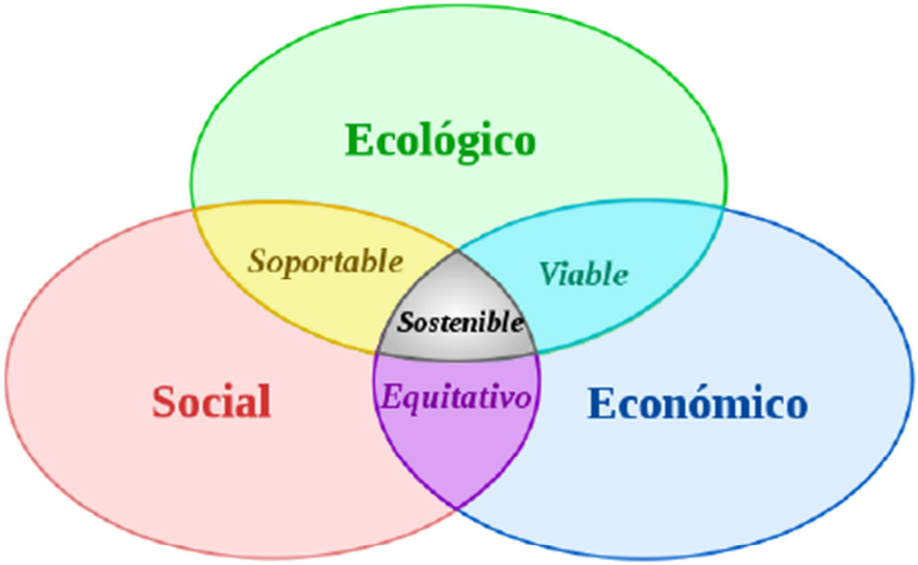


Ilustración 1. Figura Desarrollo Sostenible: Sociedad, Medio Ambiente y Economía.

Se han desarrollado políticas internacionales de apoyo del desarrollo sostenible y que afectan a tres áreas básicas del mismo: económica, ambiental y social. En apoyo a esto, varios textos de las Naciones Unidas, incluyendo el Documento Final de la Cumbre Mundial de 2005, se refieren a los tres componentes del desarrollo sostenible, que son el desarrollo económico, el desarrollo social y la protección del medio ambiente, como "pilares interdependientes que se refuerzan mutuamente".

La Declaración Universal sobre la Diversidad Cultural (Unesco, 2001) profundiza aún más en el concepto al afirmar que "... la diversidad cultural es tan necesaria para el género humano como la diversidad biológica para los organismos vivos"; Se convierte en "una de las raíces del desarrollo entendido no sólo en términos de crecimiento económico, sino también como un medio para lograr un balance más satisfactorio intelectual, afectivo, moral y espiritual". En esta visión, la diversidad cultural es el cuarto ámbito de la política de desarrollo sostenible.

En el Protocolo de Kioto, 1997, se establecieron limitaciones de las emisiones de gases de efecto invernadero (CO2, CH4, N20, PFC'S, HCFC'S Y SF6).

El objetivo de la UE (Unión Europea), en el marco del Protocolo de Kioto, es conseguir unas emisiones promedio en el periodo 2008-2012, inferiores a las de 1990 en un 8%. En marzo de 2007, se fijaron los objetivos para el 2020, del 20% de utilización de energías

renovables y una reducción del 20% de las emisiones de CO2 referidas al año 1990. En la reunión del Consejo de Jefes de Estado de marzo de 2006, la comisión presentó el "Libro Verde sobre una Estrategia Europea para una Energía Sostenible, Competitiva y Segura". El objetivo del Libro Verde era presentar sugerencias y criterios que debían ser incluidos en una nueva política energética de la UE. Entre estas sugerencias, cabía destacar los siguientes puntos:

- Establecimiento de un "mix" energético sostenible, eficiente y diversificado.
- Procedimiento integrado para combatir el Cambio Climático.
- Establecimiento de una política exterior coherente.

En el caso concreto de España la política de sostenibilidad está orientada hacia los siguientes objetivos:

- Consumir menos energía, aumentar la eficiencia de las tecnologías y utilizar crecientemente las energías más limpias desde la óptica ambiental.
- La Ley 53/2002, el tipo impositivo cero para biocarburantes 31/12/2012.
- La Directiva 2003/30/CE se traspuso en el Real Decreto 1700/2003, que recientemente ha sido modificado dando lugar al Real Decreto 61/2006.

3 Análisis del Ciclo de Vida

3.1 Aproximación Histórica

A finales de la década de los años 60 del siglo pasado la protesta de Barry Commoner contra los ensayos nucleares, la publicación del libro “Silent Spring” de Rachel Carson y “The population bomb” de Paul R. Ehrlich marcan el comienzo del movimiento ecologista, cuyos principios originales eran la reducción de la contaminación y la protección de las reserva de recursos naturales tales como el agua y el aire. (Muñoz, 2001).

El desarrollo del ACV se originó casi simultáneamente en Estados Unidos y Europa. Los primeros estudios enfocados sobre algunas etapas del ciclo de vida de ciertos productos se remontan hacia el final de la década de los años 60 y principios de los 70 del siglo pasado. Esos estudios pusieron el énfasis en el análisis de la eficiencia, en el consumo de la energía y sus fuentes, el consumo de materias primas y, en menor medida, en la disposición final de los residuos generados.

En 1969 la Coca Cola estadounidense financió un estudio destinado a relacionar y comparar el consumo de recursos para fabricar los envases para sus bebidas con las emisiones asociadas a los procesos productivos correspondientes, si bien los resultados del mismo nunca llegaron a hacerse públicos. La premisa fundamental fue disminuir el consumo de recursos y, por lo tanto, disminuir la cantidad de emisiones al ambiente. Los estudios continuaron durante los años setenta, y grupo como Franklin Associates Ltd. Junto con la MRI realizaron más de 60 análisis usando métodos de balance de entradas/salidas é incorporando cálculos de energía.

Entre 1970 y 1974 la Environmental Proteccion Agency (EPA) realizó nueve estudios de envases para bebidas. Por la misma época, también en Europa se estaba estudiando una especie de inventario que más tarde se conoció como “Ecobalance”. En 1972, en el Reino Unido, Lan Boustead se dedicó a calcular la energía total que se requería para la fabricación de diversos tipos de envases (de vidrio, plástico, acero y aluminio) para bebidas. (Boustead, 1996).

Al principio, se consideró que el consumo de energía tenía mayor prioridad respecto de la generación de residuos, las descargas y emisiones hacia el medio ambiente, entre otras cosas quizás porque todavía no había tantas demandas por parte de la opinión pública para que las empresas tuvieran en cuenta la prevención del deterioro ambiental, y porque el precio de los combustibles energéticos había subido tan abruptamente como para justificar darle esa prioridad. (Luis Trama, Juan Carlos Troiano, 2001).

Hay que enmarcar los acontecimientos recogidos en los párrafos anteriores en una época que tuvo lugar la crisis mundial del petróleo, lo que afectó y alertó a su vez de una forma importante a los países no productores, coincidiendo con su pertenencia al grupo de los más desarrollados industrialmente y demandantes de recursos. Fue un hito que supuso una gran expansión en los estudios encaminados a la identificación del consumo de energía en cada una de las etapas de producción; la identificación de medidas para la reducción de los insumos energéticos se convirtió en una prioridad en momentos de escasez. Si bien una vez superada la crisis hubo un descenso en la inversión de medios para mantener el ritmo empírico de investigación.

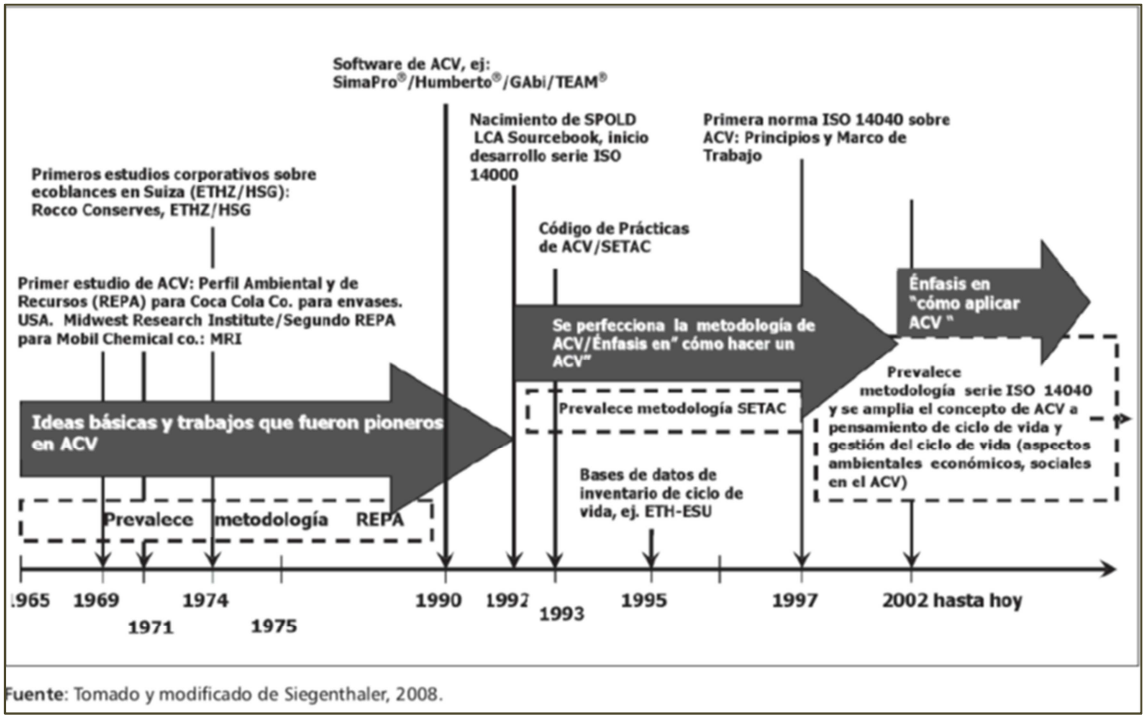
Fue durante los años 80 del pasado siglo cuando la aplicación del ACV se incrementó, se desarrollaron dos hitos importantes; por una parte métodos para cuantificar el impacto del producto en distintas categoría de problemas ambientales; y en segundo lugar, los estudios llegaron al público.

Los países de la región nórdica (Finlandia, Noruega, Suecia, Dinamarca e Islandia) se han destacado por ser pioneros en el diseño de metodologías y aplicación del ACV, con un marcado énfasis en la elaboración de guías ó manuales específicos de implementación del ACV más que en la expedición de normas ambientales sobre este tema (Díaz et al., 2004).

También Reino Unido ha tenido importancia en su desarrollo, los trabajos Repa, y específicamente los proyectos dirigidos por el profesor Hannon, de la Universidad de Illinois, tuvieron una influencia en el desarrollo del ACV en el Reino Unido, en particular sobre el doctor Ian Boustead, de la Open University (Baumannl, 2004). En 1972, el doctor Boustead, del Departamento de Ciencia de los Materiales de la Open University, en el Reino Unido, estaba elaborando un libro de texto sobre la producción de vidrio, cuando se encontró con los trabajos realizados por el profesor Hannon en 1972 y a partir de allí adaptó la metodología para calcular el uso total de energía de diferentes clases de envases para leche (vidrio, plástico, acero y aluminio). (Vargas, 2008).

Otros países en los que ha resultado centro de desarrollo investigador y esfuerzos en este campo desde sus comienzos han sido: Suiza, Japón, Alemania entre otros.

Después de varias décadas dedicadas de forma más ó menos intensa al desarrollo de la metodología ACV los expertos coinciden en que aún queda camino por recorrer para perfeccionar el sistema.



Fuente: Tomado y modificado de Siegenthaler, 2008.

Ilustración 2. Grafica temporal desarrollo ACV. (Siegenthaler, 2008)

3.2 Concepto

"*Etapas Consecutivas e interrelacionadas del sistema del producto desde la adquisición de materias primas o generación de recursos naturales hasta su eliminación final*" ISO14040 (ISO, UNE-EN ISO 14040:2006 Getión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia.(ISO 14040:2006)., 2006)

"*Es un proceso objetivo para evaluar las cargas ambientales asociadas a un producto, proceso o actividad identificando y cuantificando tanto el uso de materia y energía como los vertidos de todo tipo al entorno; para determinar el impacto de ese uso de materia y energía y de esas descargas al medio ambiente; y para evaluar y llevar a la práctica oportunidades de realizar mejoras ambientales*. " (SETAC, 1993)

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es una metodología internacionalmente aceptada y reconocida para evaluar de la forma más objetiva posible, las cargas é impactos ambientales asociados a la elaboración de un producto, proceso ó actividad de una forma global. Para lo cual se identifica y cuantifica el uso de energía, materia prima y los vertidos producidos y retornados al medioambiente, teniendo en cuenta para ello todas las etapas de la vida del mismo; desde la extracción de las materias primas hasta su disposición final y todos los vectores involucrados. Y esto permitirá identificar, determinar y caracterizar los diferentes impactos ambientales potenciales asociados a cada una de las etapas del ciclo de vida del producto como consecuencia del uso de los recursos consumidos y los vertidos realizados al medioambiente. Y con ello se podrá, a la vez, evaluar y llevar a la práctica estrategias de mejora ambiental.

La principal característica de esta herramienta es su enfoque holístico, es decir, que se basa en la idea de que todas las propiedades de un sistema no pueden ser determinadas o explicadas solo de manera individual por las partes que lo componen.

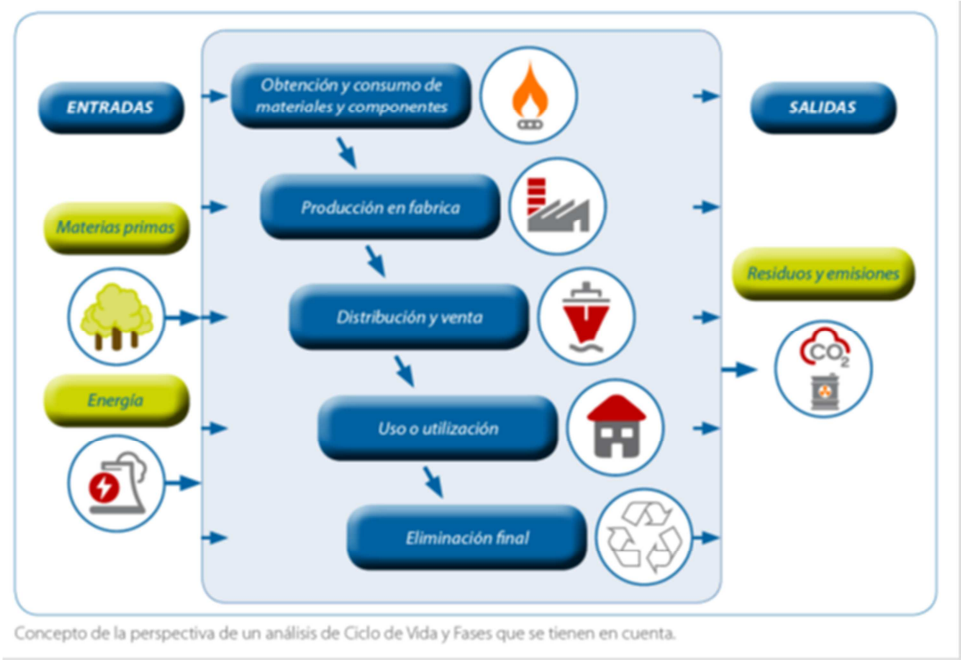


Ilustración 3. Ciclo de Vida de Un Producto. (IHOBE, Análisis del ciclo de vida y Huella de carbono-dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto-., 2009) [IHOBE].

Es una herramienta que va más allá de la decisión netamente ambiental, ya que abarca todas las entradas y salidas, directas é indirectas, lo que permite manejar todos los factores ambientales. Además la metodología es cuantitativa, y por tanto amplía de forma objetiva los elementos de juicio necesarios para la toma de decisiones, compatibilizando la preocupación por el medio ambiente y los beneficios económicos en el análisis y gestión de la rentabilidad empresa.

Si bien el concepto principal en el que se fundamenta el ACV es el impacto ambiental, entendiendo por impacto ambiental el efecto que produce una determinada acción humana sobre el medioambiente en sus distintos aspectos en perjuicio del mismo, su aplicación es de un ámbito mucho más amplio a otras herramientas de gestión ambiental como pueden ser la Evaluación de Impacto Ambiental de un proyecto, que analiza los impactos localizados del proyecto a realizar con sus medidas correctoras y alternativas posibles, ó la Auditoría Ambiental que analiza la adaptación a las normas ambientales de una empresa o instalación.

Método	Objeto	Objetivo	Proceso
ACV	Producto	Evaluación y mejora del impacto ambiental	- Inventario - Evaluación de impacto - Actuaciones
AA	Empresa o instalación	Adaptación a una norma ambiental	- Análisis situacional - Puntos débiles - Propuestas
EIA	Proyecto	Decisión sobre un proyecto	- Evaluación de impacto ambiental y social - Medidas correctoras - Necesidad del proyecto

Ilustración 4.Comparativa ACV, Análisis Ambiental y Estudio Impacto Ambiental.

3.3 Definiciones

La norma UNE-EN ISO 14.040 define el ACV como “una técnica para evaluar los aspectos medioambientales y los potenciales impactos asociados con un producto, proceso ó actividad mediantes: la recolección de un inventario de entradas y salidas relevantes de un sistema; la evaluación de los potenciales impactos medioambientales asociados con esas entradas y salidas; y la interpretación de los resultados de las fases de análisis y evaluación de impacto de acuerdo con los objetivos del estudio” (ISO, UNE-EN ISO 14040:2006 Getión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia.(ISO 14040:2006)., 2006).

La definición propuesta por la SETAC (1993) (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*): “es un procedimiento objetivo de valoración de las cargas energéticas y ambientales relativas a un proceso o una actividad, efectuado a través de la identificación de la energía, de los materiales usados y de los desechos vertidos al ambiente. La valoración incluye el ciclo de vida completo del proceso ó la actividad, comprendiendo la extracción y el tratamiento de la materia prima, la fabricación, el transporte, la distribución, el uso, la reutilización, el reciclaje y el vertido final”. (SETAC, 1993) .

El impacto ambiental de un producto se inicia con la extracción de las materias primas y termina cuando la vida útil del producto finaliza, convirtiéndose en un residuo que ha de ser gestionado adecuadamente. Durante la fabricación, las empresas deben evaluar el impacto ambiental que tiene un proceso, además tienen la responsabilidad sobre el impacto que ocasionan las partes involucradas en el proceso hasta que el producto llega al cliente consumidor. Esta cadena, que va desde el "nacimiento hasta la tumba" es lo que se denomina ciclo de vida de un producto. (Iris Romero, 2002).

Por lo tanto, de las anteriores definiciones concluimos que para una determinada actividad, el problema no solo queda circunscrito al proceso industrial, sino que también es necesario establecer cual es la parte alícuota de contaminación de todas las actividades previas y posteriores que l producto en cuestión origina. Por ejemplo, el transporte del producto hasta los consumidores se realiza normalmente mediante camiones que producen emisiones de gases a la atmósfera por tonelada por km. Recorrido, emisiones que lógicamente deben ser imputadas al producto. Todo esto es posible mediante la identificación y cuantificación de las materias primas, la energía y los residuos vertidos al medio asociado. De esta forma, se determina el impacto producido por el uso de esta energía, por el consumo de materias primas y también por las descargas al medio. (Curran, 2004).

Otro concepto importe relacionado con el ACV es el de Impacto Ambiental, entendiendo como tal "el efecto que produce una determinada acción humana sobre el medio ambiente en sus distintos aspectos yendo en contra de los procesos naturales". Técnicamente, es la alteración de la línea de base debido a la acción antrópica. Podrán ser irreversibles, temporales, reversibles, persistentes… (Muñoz, 2001).

3.4 Norma ISO 14040

Debido a la propia complejidad del proceso de desarrollo del ACV y a la necesidad de una estandarización internacionalmente reconocida ISO (International Standard Organization) ha desarrollo una serie de normas cuyo objetivo es establecer un protocolo al cual debe ajustarse todo estudio de ACV. En el año 1993, ISO formó el comité técnico denominado ISO/TC-207 para el desarrollo de la serie de normas ISO-14000 sobre sistemas de gestión ambiental y herramientas de apoyo, dentro de los contenidos de esta serie de normas está el ACV, encomendado dicho desarrollo al subcomité 5.

Con el tiempo la normas iniciales han evolucionado y en la actualidad se ha establecido por parte de ISO, International Organization for Standardization, un marco para la estandarización de la metodología de ACV, según la familia de normas ISO 14.040:2006.

Las normas ISO vigentes en la actualidad son las siguientes:

ISO 14040:2006(ISO, UNE-EN ISO 14040:2006 Getión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia.(ISO 14040:2006)., 2006) describe los principios y el marco de referencia para la evaluación del ciclo de vida (ACV) incluyendo : definición del objetivo y el alcance de la ACV, el ciclo de vida de análisis de inventario (ICV) de fase, el ciclo de vida de la evaluación del impacto (EICV) fase de la vida ciclo de fase de interpretación, presentación de informes y la revisión crítica del ACV, las limitaciones de la ACV, la relación entre las fases del ACV, y las condiciones para el uso de opciones de valor y elementos opcionales. ISO 14040:2006 cubre de vida (ECV) los estudios y la vida del ciclo de los estudios de inventario (ICV). No se describe la técnica de ACV en los detalles, ni especifica las metodologías para las fases individuales de la ACV.

El uso previsto de los resultados de la ECV o ICV se considera en la definición del objetivo y alcance, pero la aplicación en sí misma está fuera del alcance de esta Norma Internacional.

Esta norma anula las anteriores: UNE-EN ISO 14040:1998, UNE-EN ISO 14041:1999, UNE-EN ISO 14042:2001, UNE-EN ISO 14043:2001.

ISO 14044:2006 (ISO, UNE-EN ISO 14044:2006. Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia. (ISO 14040:2006), 2006)especifica los requisitos y proporciona directrices para la evaluación del ciclo de vida (ACV) incluyendo : definición del objetivo y el alcance de la ACV, el ciclo de vida de análisis de inventario (ICV) de fase, el ciclo de vida de evaluación de impacto (EICV) fase de la vida fase del ciclo de interpretación, presentación de informes y la revisión crítica del ACV, las limitaciones del ACV, la relación entre las fases del ACV, y las condiciones para el uso de opciones de valor y elementos opcionales. ISO 14044:2006 cubre de vida (ECV) los estudios y la vida del ciclo de los estudios de inventario (ICV).

A continuación se indican otras Normas de Apoyo:

• ISO/TR 14047 (ISO, ISO/TR 14047:2003. Gestión ambiental. Evaluación del impacto del ciclo de vida. Ejemplos de aplicación de ISO 14042., 2003)- Gestión ambiental - Evaluación del impacto del ciclo de vida. Proporciona ejemplos para ilustrar la práctica

actual en la realización de un ciclo de vida de evaluación de impacto de acuerdo con la norma ISO 14042.

• ISO/TS 14048 (ISO, ISO/TS 14048:2002. Gestión ambiental. Evaluación del ciclo de vida. Formato de documentación de datos., 2002)- Gestión ambiental - Evaluación del ciclo de vida. Formato de documentación de datos. Esta Especificación Técnica establece los requisitos y una estructura para un formato de documentación de datos, que se utiliza para la documentación transparente y sin ambigüedades y el intercambio de Evaluación de Ciclo de Vida (ACV) y el Inventario de Ciclo de Vida (ICV) de datos, permitiendo así que la documentación coherente de datos, presentación de informes de recopilación de datos, calidad de los datos de cálculo y datos, mediante la especificación y la estructuración de la información pertinente.

• ISO/TR 14049 (ISO, ISO/TR 14049:2000. Gestión ambiental. Evaluación del ciclo de vida. Ejemplos de la aplicación de ISO 14041 a la defínción de objetivo y alcance y análisis de inventario., 2000)- Gestión ambiental - Evaluación del ciclo de vida. Ejemplos de la aplicación de ISO 14041 a la definición de objetivo y alcance y análisis de inventario.

La norma ISO-EN ISO 14040:2006 establece que: “el ACV es una técnica para determinar los aspectos ambientales e impactos potenciales asociados con un producto, lo cual se efectúa recopilando un inventario de las entradas y salidas relevantes del sistema; evaluando los impactos ambientales potenciales asociados a esas entradas y salidas, e interpretando los resultados de las fases de inventario e impacto en relación con los objetivos del estudio”. (ISO, UNE-EN ISO 14040:2006 Getión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia.(ISO 14040:2006)., 2006).

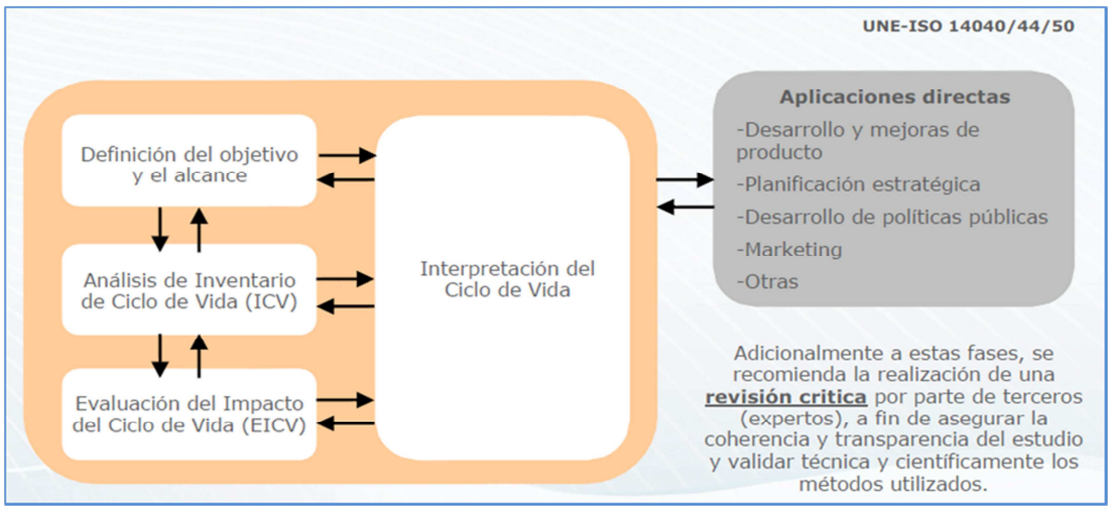


Ilustración 5. Fases de un ACV de acuerdo a ISO 14040.

La metodología considera una serie de fases de trabajo interrelacionadas, que siguen una secuencia más o menos definida, aunque en ocasiones por diferentes razones es posible no contemplar alguna de ellas en el estudio. Según ISO 14040, el ACV está compuesto por cuatro fases diferenciadas, consecutivas y relacionadas entre sí:

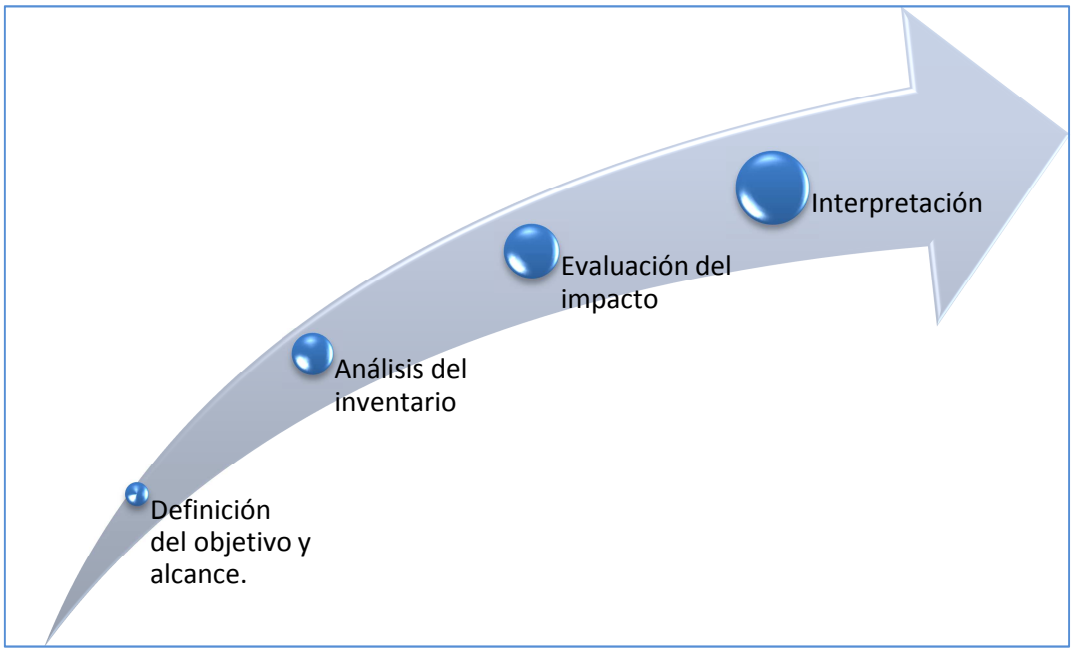


Ilustración 6. Fases de un ACV de acuerdo a ISO 14040.

4 Metodología del ACV

El Análisis de Ciclo de Vida se podrá desarrollar para un proceso, un servicio o una actividad, debiendo ser consideradas en cualquiera de los casos todas las etapas que constituyen su vida útil.

En la definición de los objetivos del ACV se incluye la definición exacta del tema a tratar, el alcance y la profundidad del estudio. El objetivo debe indicar de forma explicita y sin ambigüedad la aplicación prevista para el estudio, los motivos que son razón para su realización y a quién va dirigido.

Para realizar el ACV se deben evaluar de forma objetiva las cargas ambientales, asociadas a un producto, proceso ó actividad, para lo cual deberé (SETAC, 1993):

- Identificar y cuantificar tanto el uso de materia y energía como los vertidos, de cualquier clase, al medio ambiente.
- Determinar el impacto que el uso de materia y energía y de los vertidos provocan en el medioambiente.
- Evaluar y extraer conclusiones para realizar mejoras ambientales ó elegir la mejor de las opciones posibles desde el punto de vista ambiental.

Se podría realizar una homología entre un ACV y la contabilidad, de forma que en el desarrollo del mismo se deberán hacer los “asientos” ambientales de cada producto que forma parte del ciclo de vida evaluado, asignándole de forma cuantificada y cualitativamente los efectos ambientales, adversos, que provoca. Para ello a cada producto le deberé asignar aquellas cargas ambientales que genera como consecuencia del consumo de materias primas, energía y las emisiones asociadas al mismo. Todo ello desde la extracción hasta el reciclaje final, lo que se conoce como “desde la cuna a la tumba”.

El Análisis del Ciclo de Vida, como expone la ISO 14040, comprende cuatro etapas:

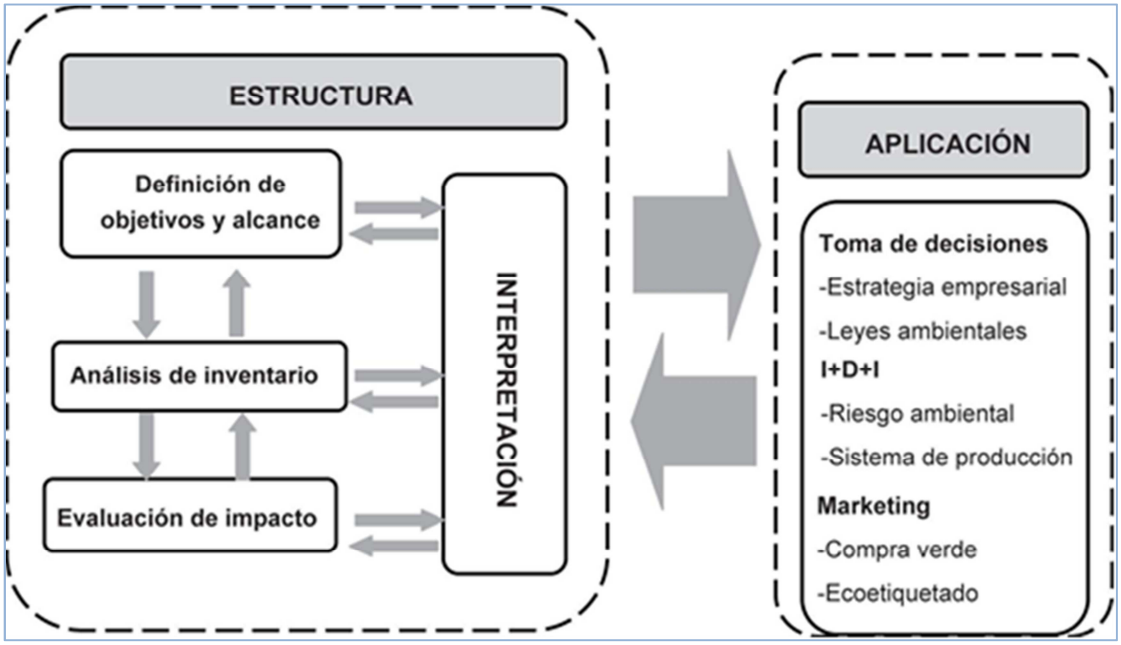


Ilustración 7. Etapas y Estructura del ACV.

4.1 Definición de Objetivos y alcance del ACV

El primer paso es definir el objetivo, seguidamente se establece el alcance. En este paso debe establece de forma adecuada el sistema/s a estudiar y sus límites, así como las necesidades de datos é información, las hipótesis que se establezcan de partida y el nivel de detalle que se pretende alcanzar durante la realización del estudio. Considerar aspectos como el ámbito geográfico y temporal, los procesos que se van a considerar dentro del estudio.

El alcance quedará definido por:

- Producto al que se aplicará el estudio, explicitado por sus características.
- Los límites del sistema que nos demarcaran las operaciones a incluir para la toma de datos.
- Definición de las entradas y salidas del sistema que sean objeto de evaluación.

Los límites del sistema nos vendrán determinados por varios factores, en ocasiones por la aplicación prevista para el estudio, por los recursos económicos para la realización del mismo, por la disponibilidad de información, las hipótesis planteadas…. Se pueden marcar los límites por geografía, temporalidad ó por exclusión de etapas del proceso.

En todo caso se deberán reflejar de forma clara las razones y justificaciones del porque y como se determina el límite del sistema a evaluar por el ACV, ya que la importancia de los límites del sistema es tal que según cómo sea su elección orientará hacia distintas direcciones el resultado del estudio.

“Debido a su naturaleza global un ACV completo puede resultar extensísimo. Por etas razón se deberán establecer unos límites que deberán quedar perfectamente identificados. Los límites del sistema determinarán que procesos unitarios deberán incluirse dentro del ACV. Varios factores determinan los límites del sistema, incluyendo la aplicación prevista del estudio, las hipótesis planteadas, los criterios de exclusión, los datos y limitaciones económicos y el destinatario previsto”. (Anton Vallejo, Mª Asunción, 2004)].

Esta variación de resultados según los límites del sistema, como ejemplo, se presentan en el trabajo “Aplicación Metodología ACV para la evaluación ambiental de desoladoras” (Javier Uche, Gemma Rauy, Luis Serra y Antonio Valero) , en la cual se puede observar como los resultados de valoración de la tecnología varían si se evalúa junto con la fuente de energía ó sin ella, y varía a su vez en función del origen energético en el caso de realizar la valoración conjunta de la tecnología desalinación y la fuente.

Si bien a menor tamaño de sistema se necesitan menos datos, esto también incrementará el riesgo de obviar algún aspecto fundamental. SI el volumen de datos es excesivamente elevado también puede conllevar a hacer de difícil conclusión el proceso.

Se puede hablar de Límites del sistema respecto a los bienes de capital y de límites con la naturaleza. Respecto a los bienes de capital se habla de tres órdenes de análisis:

- Primer orden. Solo se incluye la producción de materiales y transporte (no se usa en ACV)
- Segundo orden. Incluye todos los procesos del ciclo de vida pero no los bienes de capital
- Tercer orden. Incorpora los bienes de capital.

Además de los límites de sistemas, se puede decidir un umbral por debajo del cual se considera inútil una entrada o una salida. La norma ISO recomienda los siguientes criterios:

- Masa de entrada inferior a un porcentaje
- Valor económico de la entrada inferior a un cierto porcentaje del valor económico total del producto

- Contribución de la entrada a un problema ambiental inferior a un cierto porcentaje. Esta es difícil de evaluar ya que exigiría realizar previamente el cálculo y esta sujeto a valoración subjetiva.

Una vez fijados los límites del sistema se deberá establecer la "unidad funcional", es decir establecer que unidad se va a utilizar para relacionar entradas y salidas.

La Norma ISO 14040:2006 (ISO, UNE-EN ISO 14040:2006 Getión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia.(ISO 14040:2006)., 2006)define unidad funcional como: "la cuantificación de la función de un sistema del producto, servicio o actividad, que se utiliza como unidad de referencia en el estudio de ACV". En esta misma norma el concepto de sistema aparece definido como: "conjunto de procesos unitarios conectados material y energéticamente que realizan una o más funciones definidas". Otra forma de definir la unidad funcional sería como la cantidad de productos ó servicios necesarios para cumplir la función que va a ser comparada, que sirve de base para comparar sistemas entre sí y que a partir de ellas se cuantifican las entradas y salidas de un proceso ó servicio.

La unidad funcional desempeña un papel importante el correcto desarrollo del ACV, y su selección puede dirigir el mismo hacia un buen ó mal resultado, tendrá una especial importancia cuando la finalidad del ACV sea comparar dos procesos, producto ó servicios; y en éste caso deberán desempeñar la misma función y ésta deberá estar cuantificada de acuerdo a una unidad funcional idéntica.

Una vez que se ha seleccionado la función, es preciso cuantificarla. Hay dos aspectos que se deben considerar en el momento de definir la unidad funcional. En primer lugar, debe existir algún método fiable válido para medir la unidad funcional seleccionada. En segundo lugar, la unidad funcional debe garantizar la equivalencia de funciones, en el caso de que se pretenda realizar una comparación con otro producto (ó servicio). Normalmente ente se considera una unidad de tipo físico (base de cálculo), a la que se refieren todas las entradas y salidas del sistema.

4.2 Análisis del Inventario (ICV)

El ACV de un producto es una serie de procesos y sistemas conectados para la obtención de un producto ó servicio final. El análisis de inventario es la fase del ACV que ha experimentado un mayor desarrollo. Su metodología ha ido evolucionando y perfeccionándose durante más de 20 años. Fase integrada por la obtención de datos y el cálculo de los efectos ambientales adversos asociados a la unidad funcional elegida.

El análisis del inventario es una lista cuantificada de todos los flujos entrantes y salientes del sistema durante toda su vida útil, los cuales son extraídos del ambiente natural o bien emitidos en él, calculando los requerimientos energéticos y materiales del sistema y la eficiencia energética de sus componentes, así como las emisiones producidas en cada uno de los procesos y sistemas. Esto engloba una larga lista emisiones de fases contaminantes, ruidos, radiaciones, consumo de recursos naturales, vertidos a las aguas, residuos sólidos… La parte más complicada se produce cuando hay subproductos o reciclaje y hay que proceder a la división y asignación a los mismos de los flujos principales de materia, energía ó residuos; ya sea por proporción de carga, de masa ó económico.

Es la fase más laboriosa del ACV, en la misma se establecen y calculan los balances de energía y material del sistema bajo estudio, configurando finalmente el inventario de cargas ambientales del sistema. Este inventario será una tabla que recogerá las entradas y salidas del sistema por unidad funcional.

El análisis del inventario del ACV se centra en los procedimientos de recogida de datos y en los métodos de cálculo utilizados para identificar todos los flujos, tanto materiales como energéticos, entre las distintas fases del ciclo de vida del producto. (Rodriguez, M; Díaz, E; Ordónez, S.; Vega, A, y Coca, J.;, 2005).

Según ISO: el análisis de inventario del ciclo de vida (ICV), comprende la obtención de datos y los procedimientos de cálculo para cuantificar las entradas y salidas relevantes de un sistema, tomando como referencia la unidad funcional. Esas entradas y salidas pueden incluir el uso de recursos y las emisiones al aire, agua y suelo asociadas con el sistema a lo largo del ciclo de vida, es decir, desde la extracción de las materias primas hasta la disposición final. Las interpretaciones pueden sacarse de esos datos, dependiendo de los objetivos y alcance del ACV. (ISO, UNE-EN ISO 14041:1999. Gestión medioambiental. Análisis de ciclo de vida. Definición del objetivo y alcance y el análisis de inventario. (ISO 14041:1998), 1999).

La recogida de datos como se ha dicho es la labor más exigente, los datos se pueden dividir en dos grupos:

- *Datos de Primer Plano*. Específicos del sistema.
    - Se recopilan mediante cuestionarios
    - A considerar:
        - Dependencia de la obtención de datos de la relación mantenida.
        - Se ha de tener presente la confidencialidad de los datos

    - La terminología puede variar en diversos sectores
- *Datos de Fondo*. Se corresponde con materiales generales, transporte…

ISO recomienda los siguientes criterios, con preferencia según éste orden:

- Evitar el problema dividiendo el proceso en uno por cada salida.
- Extender los límites del sistema de forma que incluya un proceso que pueda ser modelado aparte y luego restado.
- Cuando no sean posible ninguna de las opciones anteriores, se permite realizar por la valoración económica de la salida. En la práctica es el criterio más utilizado.

De acuerdo con Castells et Al. (1995) y Sonnemann (2002) el balance de cargas ambientales es el resultado de multiplicar el un vector que contiene la información sobre la contaminación generada durante todo el proceso de vida por un producto ó proceso, por el flujo de masa del producto.

4.3 Evaluación de Impactos (EICV)

Según (ISO, UNE-EN ISO 14040:2006 Getión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia.(ISO 14040:2006)., 2006)ISO es la fase del ACV dirigida a entender y evaluar la magnitud y el significado de los impactos potenciales en el medio ambiente de un sistema producto.

La evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV) es un proceso técnico para la caracterización y el análisis de las cargas ambientales identificadas en el inventario, va dirigida a evaluar la importancia de los potenciales impactos ambientales utilizando los resultados del análisis de inventario. En general, este proceso implica la asociación de datos del inventario con impactos ambientales específicos tratando de valorar dichos impactos. El nivel de detalle, la elección de los impactos evaluados y las metodología usadas dependen del objetivo y alcance del estudio. (ISO, UNE-EN ISO 14042:2001. Gestión medioambiental. Análisis del ciclo de vida. Evaluación de impacto del ciclo de vida. (ISO 14042:2000), 2001). Se obtiene una visión de conjunto de las variables medioambientales y de los recursos del sistema del producto.

En la siguiente figura se recogen los elementos que configuran el EICV agrupados en dos bloques, los obligatorios y los opcionales. Los elementos obligatorios son: selección de categorías, clasificación y caracterización y los elementos opcionales son: normalización, agrupación y pesaje.

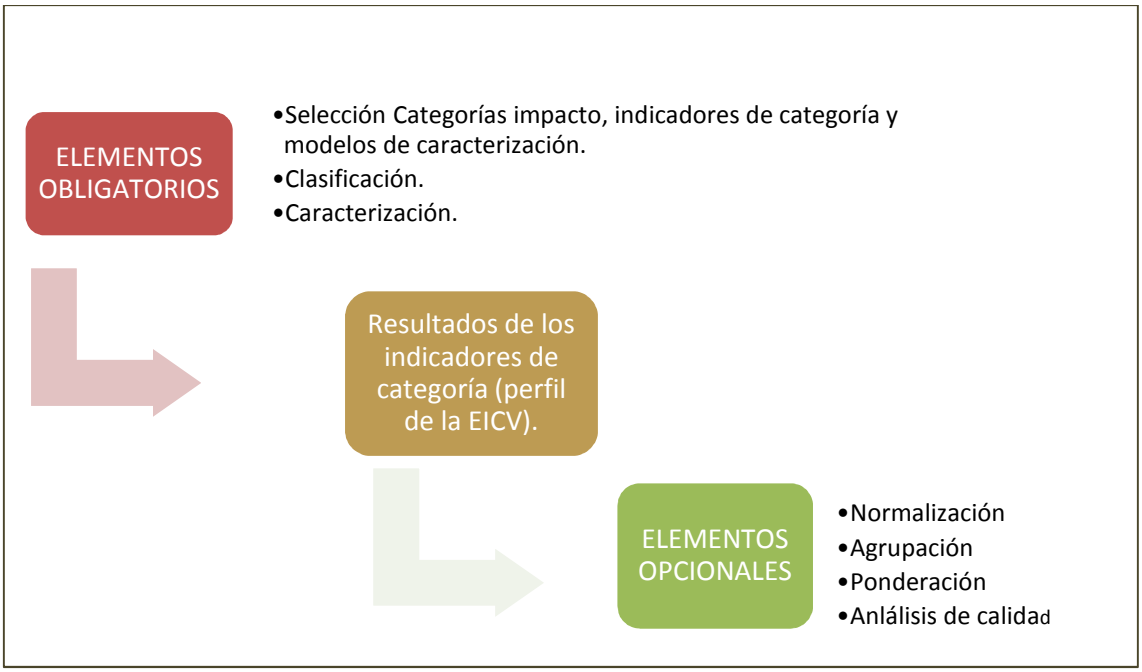


Ilustración 8. Diagrama EICV.

El ICV arroja como resultado una tabla con una gran cantidad de datos que en un principio no permiten tomar ninguna decisión, lo que se obtiene con el EICV es determinar la importancia relativa de cada elemento del inventario y obtener uno/s indicador que conduzcan a la identificación de aquellos procesos que contribuyen de manera más significativa al impacto global, o comparar productos ó servicios. Durante este proceso se van manipulando progresivamente los datos del inventario y como consecuencia se introduce una cierta subjetividad que estará incluida dentro de las clasificaciones de impactos, los coeficientes de normalización y pesos de valoración necesarios.

Según la norma ISO 14040:2006 (ISO, UNE-EN ISO 14040:2006 Getión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia.(ISO 14040:2006)., 2006)los elementos de está fase se definen según:

Elementos Obligatorios:

1) Selección de las categorías de impacto, indicadores de categoría y método.

Consistente en seleccionar las categoría de impacto y los métodos de caracterización que se van a considerar en el estudio, por ejemplo, radiación, acidificación. ISO define de forma implícita tres áreas de protección, AoP, como categoría de impacto finales (salud humana, entorno natural y recursos renovables); si bien Udo de Haes et al. (1999) en el

primer informe del segundo grupo de trabajo en EICV de la SETAC añaden una cuarta área de protección, el entrono modificado por el hombre (man-madeenvironment). Esta cuarta área estaría compuesta por las afecciones a: protección de los cultivos, bosques productivos, edificios y materiales de fenómenos como la lluvia ácida ó impactos en la capa de ozono. Cada metodología (Eco-indicador 99, CML2002, Traci, Recipe2008, IMPACT2002+...) tiene una serie de categorías de impactos y sus indicadores asociados.

2) **Clasificación:** los datos resultantes del inventario se asignan a cada categoría de clasificación, según el tipo de efecto ambiental esperado. Se puede definir categoría de impacto como la clase que representa aquellos procesos o productos que generan unas consecuencias ambientales similares.
   Son categorías: Efecto invernadero, Disminución de ozono troposférico, Lluvia acida, Eutrofización, Toxicidad, Agotamiento de recursos, Consumo de energía.

CATEGORIA DE IMPACTO AMBIENTAL		UNIDAD DE REFERENCIA	FACTOR DE CARACTERIZACION
CALENTAMIENTO GLOBAL	Fenómeno observado en las medidas de la temperatura que muestra en promedio un aumento en la temperatura de la atmósfera terrestre y de los océanos en las últimas décadas	Kg. Eq CO_2	Potencial de Calentamiento Global (PCG)
CONSUMO DE RECURSOS ENERGÉTICOS	Energía consumida en la obtención de las materias primas, fabricación, distribución, uso y fin de vida del elemento analizado.	MJ	Cantidad Consumida
REDUCCIÓN DE LA CAPA DE OZONO	Efectos negativos sobre la capacidad de protección frente a las radiaciones ultravioletas solares de la capa de ozono atmosférica.	Kg. Eq. CFC-11	Potencial de Agotamiento de la Capa de Ozono (PAO)
EUTROFIZACIÓN	Crecimiento excesivo de la población de algas originado por el enriquecimiento artificial de las aguas de ríos y embalses como consecuencia del empleo masivo de fertilizantes y detergentes que provoca un alto consumo del oxigeno del agua.	Kg. Eq. de NO_3^-	Potencial de Eutrofización (PE)
ACIDIFICACIÓN	Pérdida de la capacidad neutralizante del suelo y del agua, como consecuencia del retorno a la superficie de la tierra, en forma de ácidos, de los óxidos de azufre y nitrógeno descargados a la atmósfera	Kg. Eq SO_2	Potencial de Acidificación (PA)
CONSUMO DE MATERIAS PRIMAS	Consumo de materiales extraídos de la naturaleza.	Tm	Cantidad Consumida
FORMACIÓN DE OXIDANTES FOTOQUÍMICOS	Formación de los precursores que dan lugar a la contaminación fotoquímica. La luz solar incide sobre dichos precursores, provocando la formación de una serie de compuestos conocidos como oxidantes fotoquímicos (el ozono-O3 es el más importante por su abundancia y toxicidad)	Kg. Eq. C_2H_4	Potencial de Formación de oxidantes fotoquímicos (PFOF)

Ilustración 9. Tabla categorías de impacto, Uds. y factores de caracterización.(IHOBE, Análisis del ciclo de vida y Huella de carbono- dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto-., 2009).

3) **Caracterización:** es la modelización mediante factores de caracterización de los datos resultantes del inventario, de forma que se obtiene un indicador ambiental en cada categoría de impacto, unificando a una única unidad de referencia todas las sustancias clasificadas dentro de cada categoría mediante el empleo de factores de peso o equivalencia.

   Se establece la relación entre el inventario ambiental y las categorías de impacto.

   De acuerdo a (Finneveden, Valuation methods within the framework of life cycle assessment.13. 1231, 1996), dichos modelos de caracterización pueden estar basados en efectos intermedios (*midpoints*) ó finales (*endpoints*).

Elementos opcionales, que según lo establecido en la norma ISO son tres ó cuatro según la finalidad del estudio: Normalización, Agrupación, Ponderación y Análisis de la calidad de los datos (obligatorio en el caso de estudios comparativos):

1) **Normalización:** se dividen el indicador obtenido en cada categoría por un valor "normal" de referencia. Se pretende obtener un dato relativo que muestre la importancia relativa de cada indicador de categoría.

   Es el cálculo de la magnitud del indicador de impacto, es decir, estableciendo el peso de cada categoría se consigue transformar en adimensionales las categorías y que puedan ser comparadas entre sí. Para ello se usa información de referencia, como pueden ser las emisiones en un área determinada ó las mundiales, previamente caracterizadas por el mismo método de caracterización.

   (Norris, 2001): presenta tres diferentes definiciones del propósito de la normalización en ACV, que desde el punto de vista que además de lograr la conmensurabilidad, el de poner los resultados en contexto, es decir que la normalización sea un método para el análisis de significancia. (Barnthouse et al., 1998).

   - Norma ISO 14042:2001 (ISO, UNE-EN ISO 14042:2001. Gestión medioambiental. Análisis del ciclo de vida. Evaluación de impacto del ciclo de vida. (ISO 14042:2000), 2001): "El objetivo de la normalización de impactos es entender mejor la proporción relativa ó magnitud, para cada categoría de impacto de un sistema de producto bajo estudio".
   - (Lindeijer F. , 1996): "El principal objetivo de la normalización es relacionar las cargas ambientales de un producto (o servicio) con las cargas ambientales de su entorno."
   - (Guinée J. e., 2001): "Los resultados de la caracterización denotan las contribuciones a los ya conocidos problemas ambientales. El significado

de los números resultantes, sin embargo, esta muy alejado de lo obvio. Los resultados se hacen significantes al convertirlos en una contribución relativa a los diferentes problemas ambientales por medio de la normalización."

Caracterización (Ec'95)	**2,66** **kg eq CO_2**	**$4x10^{-5}$** **Kg. eq CFC-11**	**0,8** **Kg. eq SO_2**
Factor de Normalización	*/ 13.477*	*/ 0,8*	*/ 112,6*
Normalización (Ec'95)	**$1,97x10^{-4}$**	**$5x10^{-5}$**	**$7,1x10^{-4}$**
Factor de Ponderación (pt)	*x 2,5*	*x 100*	*x 10*
Ponderación (pt) (Ec'95)	*$4,9x10^{-4}$*	*$5x10^{-3}$*	*$7,1x10^{-3}$*
	0,126 puntos - 126 milipuntos		

Ilustración 10. Ejemplo Caracterización, Normalización y Ponderación según EI95. (IHOBE, Análisis del ciclo de vida y Huella de carbono- dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto-., 2009).

2) **Agrupación:** se procede a clasificar las categorías de impacto por grupos de impacto similar ó por categorías en una jerarquía determinada.

3) **Ponderación:** su finalidad es presentar indicadores que sirvan para la comparación de sistemas. Es decir, establecer factores que otorgan importancia relativa a las distintas categorías de impacto para después sumarlas y obtener un resultado ponderado en forma de un único índice ambiental total del sistema. Permite determinar, cualitativa o cuantitativamente, la importancia relativa de las distintas categorías de impacto, con la finalidad de obtener un resultado único o índice ambiental.De esta forma se consigue que aquellas categorías de mayor importancia reciban más atención que aquellas otras de menor importancia. No hay un método general aceptado, sino que existen distintos modos de agregación de los valores obtenidos en las diferentes categorías de impacto.

Según el método elegido puede ser por "distancia al objetivo" ó "impacto de daño".

Se han desarrollado varios métodos para la ejecución de está fase, los cuales han sido analizados y comprados en diversos trabajos (Lindeijer F. , 1996); (Hertwich, E; Pease, W and Koshland, C, 1997); (Powell, J.C.; Pearce D. W. anda Gaighill, A. L., 1997); (Finneveden, A critical review of operatonal valuation weighting methods for life cycle assessments, 1999); (Bengysson, 2000).

Partiendo de los dos puntos de vista sobre la normalización planteados por Norris (Norris, 2001), la interna y la externa, consistiendo cada uno de ellos en:

- La normalización interna (Consoli et al., 1993) considera a la normalización únicamente como un paso necesario para lograr la conmensurabilidad y se realizaría mediante la división de los resultados de la caracterización de la EICV para cada alternativa por el valor máximo para cada categoría de impacto. En algunos casos la división se hace entre los resultados caracterizados de una alternativa seleccionada llamada "línea de base" (Finnveden et al., 2002), si bien uno de los problemas de este método es la posibilidad de división entre cero cuando se presentan flujos que no están presenten en la referida línea base.
- La normalización externa (Barnthouse et al., 1998) pretende poner los resultados caracterizados en contexto, su finalidad es dar una importancia relativa a los resultados caracterizados. Y su aplicación práctica es dividir los resultados caracterizados de cada categoría de impacto entre el impacto total para la categoría seleccionada, este impacto total se estima a partir de las emisiones totales de un sistema de referencia; por lo que se requiere una base de datos externa que incluya datos de una región geográfica y temporal.

Si bien la valoración es un elemento opcional de la EICV mediante la cual se pretende facilitar la comparación entre sistemas proporcionando indicadores, y en todos los métodos existentes para obtener el indicador global de impacto se requiere de un factor de ponderación, que expresa la contribución de la categoría de impacto tratada al impacto total.

Existen diferentes métodos de valoración: basados en la tecnología, monetarios, panel expertos, distancia al objetivo; es éste último el más aplicado en las metodologías ACV. En el método distancia al objetivo el factor de ponderación se calcula como la distancia entre el desempeño ambiental actual y las metas establecidas.

Los sistemas de normalización y valoración deben de ser consistentes dentro de cada categoría de impacto, además debe de existir congruencia entre las bases de la normalización y la valoración (Norris, 2001). Esto se consigue mediante una base común para la normalización y la valoración; por ejemplo realizando una normalización externa y después la ponderación con factores de ponderación consistentes con la base de datos de la normalización, teniendo presente que el inventario utilizado para la normalización debe ser el de las emisiones que causan los impactos. (Anton Vallejo, Mª Asunción, 2004)

4) **Análisis de la calidad de los datos**: con el mismo se logrará contrastar la fiabilidad de los resultados obtenidos en el EICV. Obligatorio para estudios comparativos.

4.4 Interpretación de Resultados

El último paso del ciclo de vida consiste en interpretar los resultados de las fases precedentes, combinando los resultados del análisis de inventario con la evaluación de impacto y evaluarlos juntos, en un modo congruente con los objetivos definidos para el estudio, a fin de establecer las conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones. Es esta fase donde se detectan las etapas críticas del ciclo de vida del producto, proceso ó servicio sobre el que se ha realizado el estudio, detectando los puntos de mayor peso medioambiental y en consecuencia permitir tomar medidas correctoras ó decisiones estratégicas. Si la finalidad del estudio era comparar dos producto esta fase será la que establezca cuál de ellos es él más conveniente. Cuando sólo un producto el analizado este paso arrojará las innovaciones que disminuyan el impacto ambiental.

Una posible estructura de contenido es:

- Identificación de asuntos significativos tales como datos de inventario.
- Evaluación: verificación, estudios sensibilidad y coherencia.
- Exposición final de las conclusiones, posibles limitaciones y recomendación.

4.5 Bases de Datos Ambientales

Para el desarrollo del ACV es necesaria la utilización de una serie de datos que se extraen de Bases de Datos desarrolladas con anterioridad. Se pueden dividir en dos tipos las BBDD utilizadas en el ACV: las BBDD de ICV y las BBDD de metodologías.

Las BBDD de ICV son bases con las entradas/salidas que se empelan para realizar la modelización del sistema objeto de análisis en el ICV del estudio. Están formadas por datos de materiales, procesos… con ellos se consigue asignar a cada input/output del ICV una carga ambiental. Algunas de ellas son BWUAL, Ecoinvent.

Las BBDD de metodologías contienen los datos que la metodología con la que se va a llevar a cabo la EICV necesita para realizar los cálculos para obtener los indicadores. Contiene los factores de caracterización, ponderación que la metodología necesita para obtener los indicadores finales ó impactos en las áreas de protección.

La Norma (ISO, ISO/TS 14048:2002. Gestión ambiental. Evaluación del ciclo de vida. Formato de documentación de datos., 2002) ISO/TS 14048:2002 Environmental management – Life cycleassessment- Data documentationformat. Contiene los requisitos especiales necesarios y las guías para la preparación, revisión y conducción de loas ACV, así como para la creación de BBDD. De igual forma proporciona herramienta para ayudar en el intercambio de datos mediante la especificación y la estructuración de la información que sea relevante.

Bases de datos más relevantes:

1.- Spold (Sociedad para la promoción del Desarrollo del Análisis del Ciclo de Vida). Se desarrollo inicialmente entre 1995 y 1997, fue mejorada en 1999 y su objetivo era permitir el intercambio de datos del ICV entre diferentes BBDD y software gracias a su compatibilidad. Como ventaja la utilización del sistema de clasificación de la producción y estadístico de Unión Europea de Comercio, lo cual ofrece correspondencia entre las actividades industriales y de servicios con los productos.

2.- Ecospold se desarrollo partiendo de Spold99, adaptándolo a los requisitos establecidos por la Norma (ISO, ISO/TS 14048:2002. Gestión ambiental. Evaluación del ciclo de vida. Formato de documentación de datos., 2002) ISO 14048:2002. Se basa en un XML para el intercambio de datos, lo cual le otorga una amplia compatibilidad. En la actualidad es el formato de BBDD para ACV más extendido é incorporado en las principales software del campo.

3.- SPINE (*Sustainable Production formation Network for the Environment*), se basa en una base de datos relacional desarrollada en lenguaje de programación de alto nivel SQL.

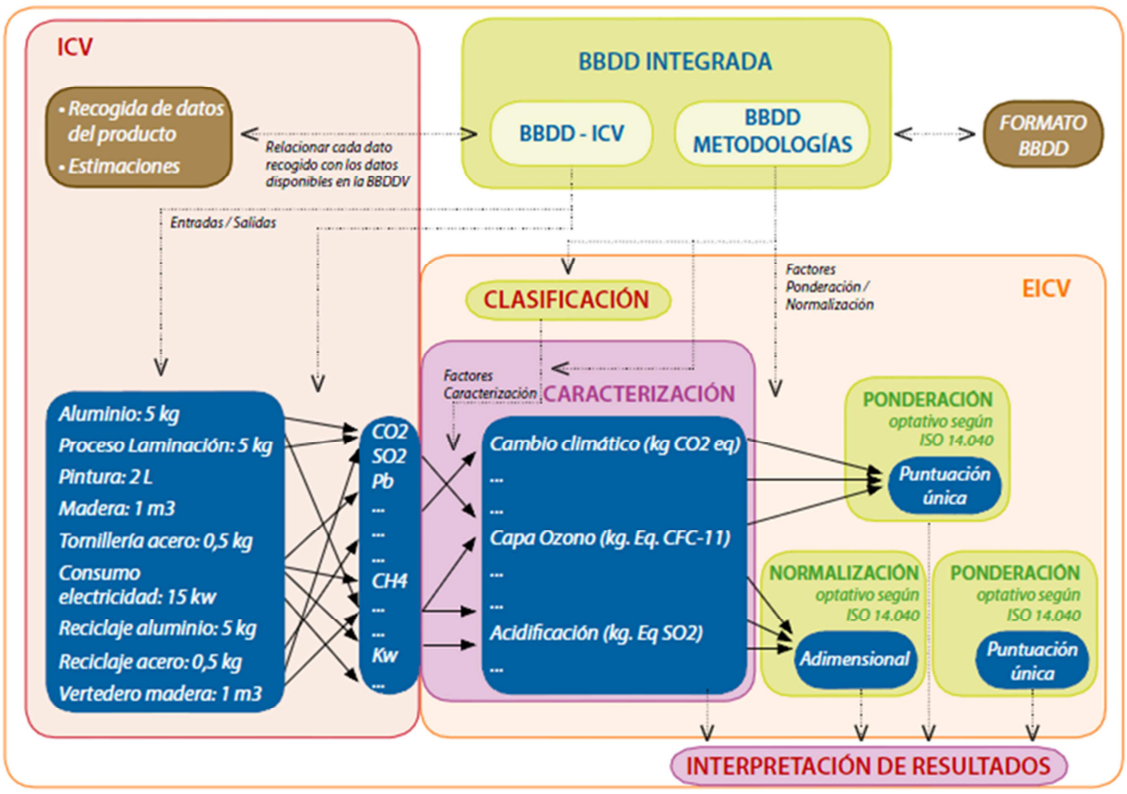


Ilustración 11. Esquema de relaciones entre tipos de BBDD y ACV. (IHOBE, Análisis del ciclo de vida y Huella de carbono- dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto-., 2009)

4.6 Software para el desarrollo del ACV

Debido a la complejidad de los cálculo y aprovechando los desarrollos tecnológicos, en los últimos años se han desarrollado herramientas software, basadas en la fase de EICV del ACV, para realizar toda la fase posterior al inventario. Estos programas, en su mayoría, tienen incorporadas bases de datos, residiendo su principal diferencia en la BBDV que incorporan y las metodologías de EICV que utilizan para la obtención de los datos finales del ACV.

Las funciones básicas del software es que una vez seleccionados los datos del inventario, el programa realiza los cálculos de la fase EICV y proporciona los valores numéricos de los indicadores de las categorías de impacto. En algunos casos, dependiendo del software es posible llevar a cabo cálculos más complejos como: análisis de incertidumbre y sensibilidad.

Para el caso de las BBDD, es recomendable que se encuentren bien definidas (grado de conocimiento de los datos disponibles en función del formato de los mismos) y con un período regular de actualización, debido a que los avances tecnológicos provocan un envejecimiento prematuro de la validez de los datos existentes.

Para el caso de las metodologías de EICV, es recomendable que la herramienta sea capaz de trabajar con varias de ellas. Con esto se pretende:

- Obtener resultados concretos a través de una metodología específica, como por ejemplo, el cálculo de la Huella de Carbono a través de la metodología IPCC3.
- Poder comparar los resultados que proporcionan diferentes metodologías para el cálculo del mismo impacto ambiental. La utilidad de esta opción radica en que puede ocurrir que los resultados sean muy diferentes aunque el impacto ambiental analizado sea el mismo, ya que las metodologías de EICV tienen sus propios alcances, factores de conversión y suposiciones. A través de esta comparativa se puede enriquecer la interpretación de los resultados y permite evaluar la idoneidad o no de una metodología u otra.
- Poder manejar resultados tanto específicos como generales, como por ejemplo obtener resultados sobre el "consumo de energía" y las "emisiones de kg eq. CO2" por un lado, y por otro la carga ambiental del sistema analizado en "puntos".

Software	Compañía	País	Observaciones	Más información
Gabi	Stuttgart University	Germany	En contraste son las herramientas clásicas de ACV este programa ofrece además un análisis económico	www.gabi-software.com
Simapro	Pré-consultants	The Netherlands	Compara y analiza complejos productos descomponiéndolos en todos sus materiales y procesos	www.pre.nl
Boustead	Bousted Consulting	United Kingdom	Aplicación industria química, plásticos, acero,...	www. bousted-consulting.co.uk
LCAit	Chalmers Industritenik	Sweden	Balance de energía y materiales. Aplicación principal en el sector envases y productos papel	www.ekologik.cit.chalmers .se
Euklid	Frauenhofer-Institut	Germany	productos industriales	www.ivv.fhg.de
KCL ECO	Finnish Pulp and Paper Research Institute	Finland	industria papelera	www.kcl.fi/eco/
WISARD	Pricewaterhouse Coopers	France	Análisis del impacto económico y ambiental del residuo sólido municipal	www.pwcglobal.com
Umberto	Ifeu-Institut	Germany	preparación de ACV , ecobalances empresariales	www.ifeu.de/umberto.htm
TEAM	Ecobilan	France	Muy completo, su base de datos incluye más de 500 módulos de diferentes sectores	www.pwcglobal.com

Ilustración 12. Desarrollos informáticos para realizar un ACV.

5 Metodologías de Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida

Existen diferentes metodologías para la evaluación del ciclo de vida, centrándose sus principales diferencias por una primera fase en las categorías de impacto seleccionadas y la caracterización de los elementos del inventario. En una segunda fase se diferencian por la normalización y ponderación empleada: ECO-indicador 99, Eco-puntos 97, CML 2002, las recientes en el tiempo Lima, Traci, ReCipe 2008, Impact 2002+…

Otra forma de agrupar las metodologías es considerar que existen dos métodos de evaluación de impactos, la primera opción es analizar el efecto último del impacto ambiental, el llamado *endpoint.* La otra opción es realizar el análisis de los efectos intermedios, *midpoint*. Las categorías de impacto ambiental intermedias se hallan más cercanas a la intervención ambiental, en consecuencia los modelos de cálculo se ajustan mejor al impacto provocado. Éstas ofrecen como resultado unos indicadores informativos más detallados y ofrecen una mejor información de en que punto afecta al medioambiente.

Las metodologías *midpoints* ó de impactos de efecto intermedio son metodologías que tienen como resultado la definición de un perfil ambiental, mediante la cuantificación del efecto ambiental sobre diversas categorías (acidificación, destrucción capa de ozono, etc.), del producto, proceso ó servicio analizado. Alcanzan sólo la evaluación de los efectos indirectos o intermedios sobre el ser humano.

En contraposición las metodologías *endpoints* ó de impactos de efecto final analizan el efecto último del impacto ambiental, esto es, tratan de identificar y definir el daño causado al hombre y a los sistemas naturales. Las categorías de impacto finales son variables que si bien son más comprensibles por proporcionar un indicador final sobre un aspecto concreto de incidencia (salud humana, entorno natural, recursos renovables), sin embargo, la metodología para llegar a cuantificar el efecto último no está plenamente elaborada ni existe el suficiente consenso científico, como se menciona en (Hertwich, 2002) necesario para recomendar su uso. Se puede decir que los datos del inventario están más elaborados con la consiguiente posible introducción de distorsión en el

indicador final. (Chacón Vargas, 2008). En los modelos de *endpoint* se distinguen como ya se menciono dos tipos:

1) Modelos basados en Distancia al nivel objetivo: La mayoría de las metodologías utilizan éste modelo que implica obtener una medida de la distancia que separa las actuales emisiones de los objetivos definidos ó de referencia para un ámbito determinado; que pueden haber sido establecidos por políticas ambientales (Eco Puntos 97) ó por estudios/decisiones científicas (Eco-indicador 95). Esta distancia se obtiene como cociente entre los actuales niveles de emisión en un área geográfica y el nivel que es considerado crítico (nivel objetivo), de forma que la severidad del impacto será homóloga con la distancia al objetivo. Algunas de las metodologías que siguen este método son: Eco-indicador, EPS 2000, EDIP.

2) Modelos basados en modelos de daño: impacto del daño en la categoría de daño (Ecoindicador99).

Algunas de las metodologías más extendidas son:

Eco-indicador 99 (Goedkoop, M., Spriensma, R, 2001). Es una revisión de la versión original Eco-indicador 95, incluye una modelación del daño en las categorías de impacto en los ecosistemas, salud humana y recursos naturales. Se basa en datos promedio europeos para realizar la modelización. Incluye modelos de daño y factores de ponderación en función de tres perspectivas denominadas: individualista, jerárquica é igualitaria.

EPS 2000 (*Environmental Priority Strategies in product design*) (Steen y Ryding, 1992).Sus principios básicos son que los efectos en la salud humana, biodiversidad, recursos finitos, capacidad de producción de ecosistemas cosechados y valores culturales y recreacionales pueden ser modelados y ponderados de acuerdo a la disposición a pagar de la sociedad para evitar cambios. Está enfocada en cuantificar el daño ambiental y se utiliza principalmente para evaluar las cargas ambientales de procesos de desarrollo de diferentes productos. Los modelos se basas en promedios mundiales y es un método orientado al daño causado.

EDIP (Wenzel et al., 1997) De origen en Dinamarca en el año 1996; maneja los impactos ambientales, el consumo de recursos y los impactos en el ambiente de trabajo como categorías separadas y no las agrega. Los factores de ponderación se obtienen a partir de los objetivos ambientales de la política de Dinamarca, es por lo tanto un método de distancia a objetivo.

TRACI: Desarrollado en 1995, supone una herramienta informática para la evaluación de las 12 categorías de impacto que constituyen el método. Muchas de los mecanismos ambientales que soportan las categorías de impacto están importados de otras metodologías, como Eco-indicador 99 y CML 2001.

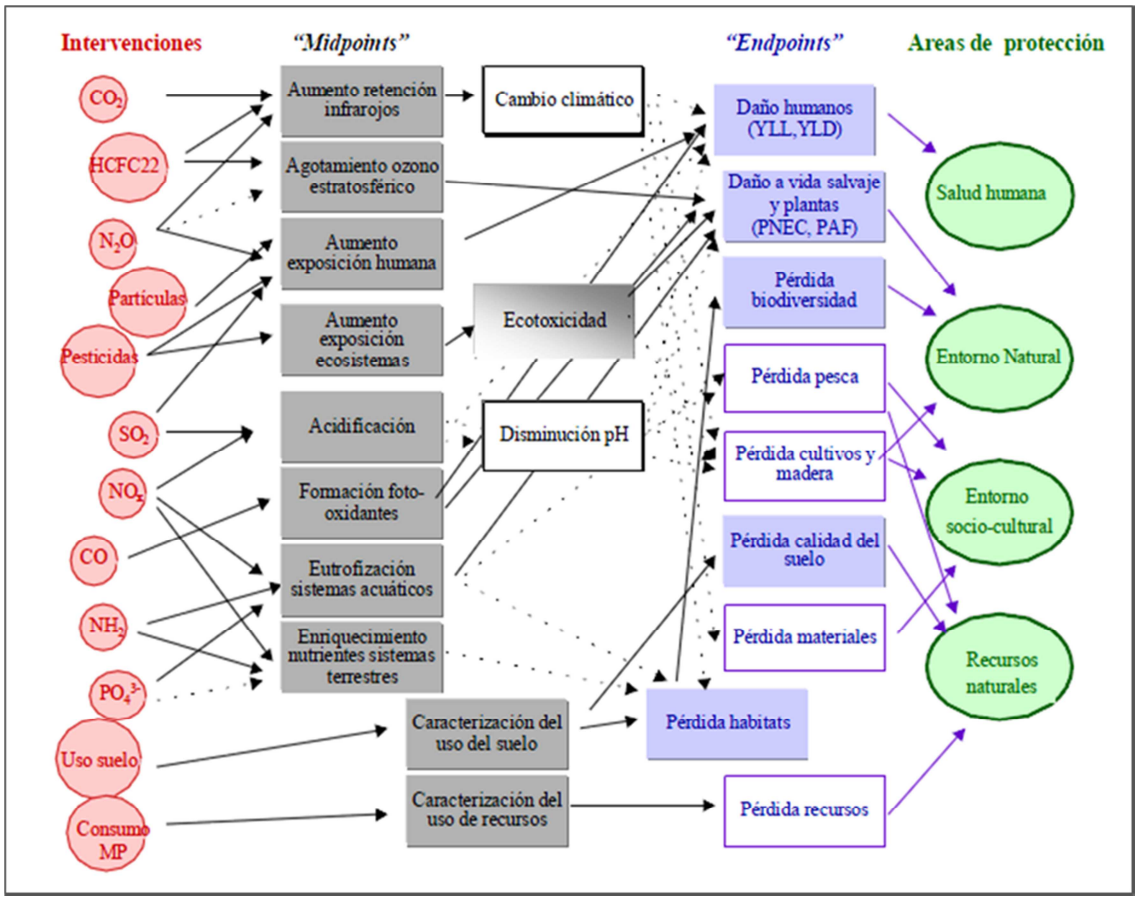


Ilustración 13. Relación entre: intervenciones, Midpoints, Endpoints y áreas de protección. [Udo de Haes et al., 1999].

CML 2001: Con origen en una de las primeras metodologías de ACV, el CML 1992, el paso de normalización es opcional para ACV simplificados, dispone de valores de referencia para la normalización de indicadores de las categorías de impacto. Se propone una lista de categorías de impacto clasificados en tres grupos según su obligatoriedad ó no de se incluidas en el desarrollo del ACV según el tipo y finalidad del estudio.

IMPACT 2002+: (Jolliet et al. 2003c) metodología que combina la aproximación al daño por medio de *midpoint* y *endpoint*, concretamente 14 categorías *midpoint* y cuatro categorías de daño. Ha adaptado métodos de CML2002, IPCC, EI99 (ECO-indicador 99) para todas sus categorías a excepción de ecotoxicidad y toxicidad humana, donde se ha basado en modelos y desarrollos propios.

RECIPE: se desarrolló para combinar las ventajas de los métodos CML 2001 y Eco-indicador 99. Con una mejora de los modelos para el cambio climático, la destrucción de la capa de ozono, acidificación, eutrofización, uso del suelo y agotamiento de recursos naturales. A su vez se han actualizado factores de caracterización para algunas categorías de impacto y para el paso de normalización.

En las siguientes tablas (IHOBE, Análisis del ciclo de vida y Huella de carbono- dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto-., 2009) se recogen esquemáticamente las más significativas metodologías para el EICV y una descripción característica esenciales:

METODOLOGÍA	FASES DE EICV					CREADOR	CATEGORÍAS DE IMPACTO AMBIENTAL INCLUIDAS	DESCRIPCIÓN
	Clasificación	Caracterización	Normalización	Agrupación	Ponderación			
Ec99	✓	✓	✓	✓	✓	Pré Consultants	Carcinogénicos Respiratorios orgánicos Respiratorios inorgánicos Cambio Climático Radiación Destrucción capa ozono Ecotoxicidad Acidificación y eutrofización Uso de suelo Uso de recursos minerales Uso de combustibles fósiles	Sucesor del Eco-Indicator 95. Su desarrollo comenzó con el estudio de asignación de pesos para el Eco-Indicator 95. Se cambió el sistema de evaluación de impactos: En lugar de evaluar cada una de las categorías de impacto, se evaluaron los diferentes daños causados por estas categorías de impacto, agrupándolos en tres niveles de daño: - Daños a la salud Humana - Daños a la calidad del Ecosistema - Daños a los Recursos. http://www.pre.nl/eco-indicator99/default.htm
RECIPE	✓	✓	✓	✓	✓	Pré Consultants	Destrucción capa ozono Toxicidad humana Radiación Smog fotoquímico Formación particulados Cambio Climático Ecotoxicidad al suelo Acidificación al suelo Ocupación suelo rural Ocupación suelo urbano Transformación suelo natural Ecotoxicidad marina Eutrofización marina Eutrofización agua dulce Ecotoxicidad agua dulce Uso de combustibles fósiles Uso de recursos naturales Uso de agua	ReCiPe se desarrolló para combinar las ventajas de los métodos CML2001 y Eco-Indicator99. La ventaja del método CML es su solidez científica, mientras que la ventaja del Eco-indicator 99 es su facilidad de interpretación. Con ello, se han mejorado los modelos para el cambio climático, la destrucción de la capa de ozono, acidificación, eutrofización, uso del suelo y agotamiento de recursos naturales. A su vez se han actualizado factores de caracterización para algunas categorías de impacto y para el paso de normalización. http://www.lcia-recipe.net/

METODOLOGÍA	FASES DE EICV					CREADOR	CATEGORÍAS DE IMPACTO AMBIENTAL INCLUIDAS	DESCRIPCIÓN
	Clasificación	Caracterización	Normalización	Agrupación	Ponderación			
CML 2001	✓	✓	✓	✓	✓	Centre of Environmental Science (CML)	Agotamiento de los recursos abióticos Cambio climático Destrucción capa ozono Toxicidad humana Ecotoxicidad Smog fotoquímico Acidificación Eutrofización Uso de recursos	Método basado en el anterior CML 1992. El paso de normalización es opcional para ACVs simplificados, pero obligatorio para ACVs exhaustivos. Dispone de valores de referencia para la normalización de los indicadores de las categorías de impacto: A nivel mundial en 1990, a nivel europeo en 1995 y a nivel holandés en 1997. http://cml.leiden.edu/
IPCC	✓	✓				Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)	Cambio climático	Este método, cuya definición comenzó en 1988, recoge los factores de caracterización para el potencial del calentamiento global directo debido a emisiones al aire. http://www.ipcc.ch/
EDIP/ UMIP96	✓	✓	✓		✓	Environmental Design of Industrial Products (EDIP)	Cambio climático Destrucción capa ozono Acidificación Eutrofización Smog fotoquímico Ecotoxicidad acuática Ecotoxicidad del suelo Toxicidad humana Residuos Uso de recursos	Método cuyo desarrollo comenzó en 1996 en Dinamarca. Los factores de normalización están basados en equivalentes - persona en el año 1990. Para la categoría de uso de recursos, la normalización y ponderación están incluidas dentro de la fase de caracterización, ya que esta categoría se evalúa de manera distinta manera en este método. Los factores de ponderación son definidos como distancia al objetivo por persona para el año 2000. Para la categoría uso de recursos, estos factores están considerados en las fases anteriores, por lo que en este paso se consideran cero. http://www.wkap.nl/prod/b/0-7923-7859-8 http://www.wkap.nl/prod/b/0-412-80810-2
EPS2000	✓	✓			✓	Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems	Salud humana Capacidad de producción del ecosistema Reserva de recursos abióticos Diversidad biológica Valores culturales	La metodología EPS2000 (Environmental Priority Strategies in product design) es un método orientado al daño causado. En él se tiene en cuenta la voluntad de pagar para restaurar los cambios causados. Por ello la unidad del indicador final es el ELU (Environmental Load Unit). En este método no se aplica el paso de normalización. http://www.cpm.chalmers.se/document/reports/99/1999_4.pdf

METODOLOGÍA	FASES DE EICV					CREADOR	CATEGORÍAS DE IMPACTO AMBIENTAL INCLUIDAS	DESCRIPCIÓN
	Clasificación	Caracterización	Normalización	Agrupación	Ponderación			
ECOPOINTS97		✓	✓		✓	Swiss Ministry of the Environment (BUWAL)	Emisiones al aire Vertidos de aguas superficiales Vertidos de aguas subterráneas Vertidos al suelo Uso de recursos Residuos	Desarrollado en 1990, fue uno de los primeros métodos con método de ponderación final. Al igual que Ecoindicadores 95, es un método basado en la "distancia al objetivo", en este caso fijado por la propia política medioambiental suiza. Este método no dispone de paso de clasificación, sino que evalúa los impactos de manera individual. Para el paso de normalización, dispone de de dos opciones. http://www.bafu.admin.ch/
TRACI	✓	✓	✓	✓	✓	Environmental Protection Agency (EPA US)	Destrucción capa ozono Cambio Climático Smog fotoquímico Acidificación Eutrofización Efectos cancerígenos a la salud humana Efectos no cancerígenos a la salud humana Polución a la salud humana Ecotoxicidad Agotamiento de combustibles fósiles Uso del suelo Uso de agua	Desarrollado en 1995, supone una herramienta informática para la evaluación de las 12 categorías de impacto que constituyen el método. Muchas de los mecanismos ambientales que soportan las categorías de impacto están importados de otras metodologías, como Ec99 y CML2001. Aunque TRACI tiene definidos los pasos de normalización y ponderación, a día de hoy no dispone del histórico suficiente de información que le permita realizar estos pasos con suficiente fiabilidad. http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/std/sab/traci/
IMPACT 2002+	✓	✓	✓	✓	✓	Instituto de tecnología federal suizo de Lausanne (EPFL)	Toxicidad humana Efectos respiratorios Radiación ionizante Destrucción capa ozono Smog fotoquímico Ecotoxicidad acuática Ecotoxicidad del suelo Acidificación acuática Acidificación del suelo Acidificación y eutrofización del suelo Ocupación del suelo Cambio climático Energías no renovables Uso de recursos	Resulta de una combinación entre las metodologías IMPACT2002, Ec99, CML2001 e IPCC. http://www.epfl.ch/impact

Ilustración 14.Metodologías y características (II). Fuente IHOBE.

6 Revisión Analítica del ACV

6.1 Fortalezas del ACV

En los siguientes puntos se desglosan las principales fortalezas de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida (ACV).

6.1.1 Medir el impacto sobre el medio ambiente

Una de las principales virtudes del ACV, al igual que ocurre con otros indicadores como la Huella Ecológica, es que permite integrar en un solo valor la complejidad de los sistemas de producción y consumo de productos, haciendo visibles impactos que otros indicadores no reflejan. En su cálculo se ha conseguido reflejar el factor duración y los ciclos de reutilización y reciclaje. Dado su enfoque integral permite saltar entre disciplinas relacionando diseño, fabricación, construcción y mantenimiento. Finalmente, en relación al sistema de consumo actual, permite valorar los productos desde el punto de vista de su impacto sobre el medio ambiente contrastando el simple enfoque económico del mercado. (Goncalves, 2004).

6.1.2 Comparar Alternativas de forma eficiente

Una ventaja clara de la metodología es que permite detectar situaciones en las que un determinado sistema parece “más limpio” que otro simplemente porque transfiere las cargas ambientales a otros procesos o región geográfica, sin un mejoramiento real desde el punto de vista global (fenómeno conocido como *problema shifting*). (Iglesias, 2005).

6.1.3 Desempeño Ambiental y Financiero

Durante la aplicación del ACV se pueden detectar oportunidades de mejora y que si finalmente se implementan en el producto, servicio ó procesos que lo generan se habrá logrado una mejora en el desempeño ambiental del mismo. Ya sea consecuencia de mejoras en el diseño, abastecimiento, procesos, recomendaciones de uso, energías empleadas…

Por ende los aspectos financieros se pueden ver afectados de igual forma y con carácter positivo como resultado de la aplicación del método ACV y como consecuencia directa de una rebaja de los recursos empleados ó los tiempos en fabricación ó logística.

De igual forma, es una fuente que genera ventajas de mercado, al proveer a las empresas de elementos de análisis para obtener posteriores certificados que reconozcan los productos ó servicios con un plus medioambiental

6.2 Debilidades del ACV

Si bien el ACV es una metodología que constituye un marco objetivo y científicamente robusto de gran potencial para la evaluación medioambiental, y sirve como herramienta básica de apoyo en el análisis y comparación de productos, procesos y servicios y la posterior toma de decisiones; que ha sufrido un importante desarrollo en las últimas décadas, pero aún le falta el consumo de esfuerzos investigadores que conlleven a superar ciertas limitaciones que presenta, principalmente relacionadas con la incertidumbre y la subjetividad, principalmente la incertidumbre y la subjetividad. Si bien otros de los puntos débiles que pueden ser observados son: complejidad, aspectos sociales, dificultad definición límites, dimensión temporal y espacial.

6.2.1 Incertidumbre y Subjetividad

La incertidumbre y subjetividad se introducen en las fases del método de varias formas:

- En los datos empleados para generar el inventario, hay un sesgo dependiendo de la base de datos utilizada.
- En la definición de los límites del sistema.
- La metodología que se emplea para el análisis y evaluación de impacto.
- La valoración ó pesaje introduce elementos ideológicos y valores éticos que introducen incertidumbre por su subjetividad.
- El origen y marco que amparen los datos usados como referencia para realizar la normalización.

Es por tanto la subjetividad é incertidumbre uno de los puntos débiles de la metodología del ACV, la cual según su concepción teórica pretende objetividad y transparencia. En la fase del Inventario de Ciclo de Vida (ICV) los valores de cargas ambientales corresponden a un esfuerzo de objetivar al máximo todo el conjunto de datos y parámetros utilizados. Dichos valores pueden variar en función de la exactitud de los datos y de su precisión. No ocurre así con la determinación de los impactos ambientales introducidos en el paso Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida. Tanto su identificación,

su evaluación, como su ponderación respecto a otros impactos puede responder a criterios subjetivos.

La naturaleza de las elecciones e hipótesis que se hacen en el ACV, el establecimiento de los límites del sistema, la selección de la fuente de datos, las categorías de impacto, pueden ser subjetivas (ISO 14040). Diferencias en los datos de entrada pueden causar diferencias en el alcance, límites geográficos, etc. Estas diferencias pueden ser originadas por diferentes actitudes relacionadas con el concepto de naturaleza e intereses: sector industrial, movimiento ecologista, asociación de consumidores, gobierno... (Anton Vallejo, Mª Asunción, 2004).Esto influye por tanto en la validez y representatividad de los resultados obtenidos.

Los datos introducen subjetividad porque hay mucha variación entre las diferentes bases de datos, lo cual puede deberse a errores, a diferentes procedimientos de reparto ó diferentes niveles de tecnología, existentes en el mismo momento en el mismo país. (Finnveden, 2000).

La calidad e incertidumbre de los datos utilizados en el inventario influirán en la interpretación de los resultados. En vistas a una mayor transparencia ha habido diferentes propuestas de normalización de los datos. Cabe destacar el trabajo previo desarrollado por The Society For PromotionOf Life-Cycle Assessment. [SPOLD, 1997] y los informes técnicos ISO/TS 14048 (ISO, ISO/TS 14048:2002. Gestión ambiental. Evaluación del ciclo de vida. Formato de documentación de datos., 2002)sobre estructura y requerimientos de los datos utilizados en la confección del inventario.

Nombre	País de origen	Alcance
ECOINVENT v1	Suiza	Más de 2500 procesos: energía, transporte, materiales de construcción, compuestos químicos, papel y cartón, gestión de residuos …
ETH-ESU 96	Suiza	Más de 1200 procesos: generación de electricidad y procesos relacionados, como transporte, procesado y gestión de residuos
BUWAL 250	Suiza	Procesos relacionados con materiales de envase (plástico, cartón, papel, vidrio, metales), energía, transporte y gestión de residuos
IDEMAT 2001	Holanda	Procesos relacionados con materiales ingenieriles (metales, aleaciones, plásticos, madera), energía y transporte
IVAM	Holanda	Procesos relacionados con materiales, transporte, energía y tratamiento de residuos
FEFCO	Bélgica	Datos europeos relativos a la fabricación de cartón corrugado
Franklin US LCI	EEUU	Datos de inventario procedentes de Norte América, relativos a energía, transporte, acero, plásticos y procesado

Ilustración 15. Relación bases de datos más populares.

El pesaje ó valoración: Cuando se utiliza el método ACV para evaluar una serie de impactos ambientales para posteriormente comparar varios productos y tomar una decisión, es necesario establecer un orden de importancia para los impactos ambientales y ponderarlos de forma correcta.

Si bien, habitualmente se realiza un análisis exhaustivo y se justifican las razones de la ponderación, aun así, se trata de un proceso en si mismo subjetivo y al cual hay que estar muy atento, ya que puede ser utilizado para que los resultados se dirijan hacia un punto final que no es el correcto. El uso de metodologías científicas y la consulta de expertos independientes ó fuentes contrastadas es básico para rebajar al mínimo la incertidumbre que está fase introduce en el método de evaluación ACV.

Según (Finneveden, Valuation methods within the framework of life cycle assessment. 13. 1231, 1996)la valoración involucrar elementos ideológicos y valores éticos que no pueden determinarse objetivamente ya que al asignar importancias (pesaje) a las categorías de impacto el valor asignado se ve influido por el grado de conocimiento de un problema específico, por la influencia de los medios de comunicación en el criterio de las personas é incluso el “miedo” a no dar una ponderación correcta hace que la persona cuestionada se base en opiniones de otros expertos.

Gracias a la caracterización obtengo un indicador de impacto por categoría y sistema evaluado, pudiendo comparar entre sistemas, pero la correlación entre el número de impactos de las categorías de los sistemas no será exacta, con lo que habrá que tomar decisiones que serán en parte subjetivas. Para corregir éste problema de comparación entre sistemas (Pennington, 2004) se emplean factores numéricos basados en elecciones de valor. Este paso conflictivo debido la que implica el uso de planteamientos subjetivos que se ven influenciados por las percepciones individuales (Finneveden, Valuation methods within the framework of life cycle assessment. 13. 1231, 1996); lo cual implica posibles alteraciones de los resultados del estudio en función de la persona ó equipo que realice el mismo.

(Cowell, 1998)Recoge en sus tesis las conclusiones de Douglas (1970) y Milton (1991), ambos antropólogos, para establecer la relación entre modelos de sistemas de organización del grupo social y las concepciones de la naturaleza. Lo cual da como resultado cuatro formas de organización social: fatalista, individualista, jerárquica e igualitaria. El modelo Eco-indicador 99 (Goedkoop, M., Spriensma, R, 2001) incorpora las tres primeras formas de organización cultural en la fase de EICV; de forma que bajo

cada una de las diferentes concepciones de organización se valora la relativa contribución de las diferentes categorías para alcanzar un único indicador ambiental final.

Además se debe distinguir entre impacto real é impacto potencial; el primero sucederá con una alta probabilidad, el segundo ocurrirá cuando se sucedan una serie de premisas, con diferentes probabilidades asociadas a caca una. Los análisis valorando los impactos potenciales si bien son más conservadores, pueden dar lugar a resultados sobredimensionados, y en este caso valores de concentraciones previas, densidad de población, la hora de emisión, el viento predominantes… son factores que pueden se obviados.

Por el contrario, en el caso de los modelos para impactos reales esa serie de factores se tienen en cuenta, con lo cual se obtendrá un resultado más ajustado a la realidad. El gran problema radica en la gran cantidad de datos de diferente índole que son necesarios y por ende la complejidad que va engrosando el desarrollo del ACV.

En el modelo y metodología utilizados, hay que tener presente que la utilización de modelos para el cálculo de los impactos resulta a su vez una fuente de subjetividad. Un modelo es una representación simplificada de los fenómenos y mecanismos que se dan en la realidad. La elección de dónde y de qué simplificación introducir no deja de ser parcialmente subjetiva. Diferentes investigadores pueden desear usar diferentes modelos que corresponden a diferentes premisas y simplificaciones.

Por ejemplo introduce incertidumbre el reparto multi-entradas, según como se aborde él reparto de emisiones a las entradas que las originan, como se trate la existencia de coproductos ó el uso de productos reciclados como entrada en el ciclo. En este tipo de sistemas una de las decisiones ha tomar será la asignación de las carga ambientales a cada uno de los productos ó procesos del ciclo objeto de estudio, si bien la ISO 14041 establece unos principios para cuando se plantea esta situación.

La definición de los límites del sistema: los resultados dependen de los aspectos claves que rodena al sistema y que son fuente de incertidumbre. (Finnveden, 2000).

6.2.2 Complejidad

A pesar de su utilidad conceptual algunos autores manifiestan límites prácticos de la aplicación del ACV, ya que presenta dificultades en su aplicación al ser necesario realizar detallados inventarios y la posterior categorización y evaluación de impactos referidos a los inventarios. El ACV consume mucho tiempo, recursos materiales y humanos y es complejo, y no en todas las ocasiones será factible o proporcional a lo evaluado.

La información relativa a los inventarios de impactos ambientales en el ACV requiere un elevado nivel de información sobre materiales y procesos, que puede no estar disponible para un amplio espectro de situaciones. En otras situaciones, si bien la disponibilidad de bases de datos es pública y con ellas conseguimos reducir considerablemente coste y tiempos, nos encontramos con que estas bases de datos presentan en ocasiones, más frecuentes de lo deseable, problemas de consistencia y credibilidad (especial atención a la entidad o promotor del desarrollo de la propia base de datos), no están homologadas y existe variabilidad geográfica.

La aplicación del ACV en productos complejos, en los que los límites del sistema se extienden en una multiplicidad de actividades, puede resultar en grados de complejidad incompatibles con evaluaciones fiables del Ciclo de Vida.

Debido a esta complejidad inherente al método algunos profesionales del ACV abogan por métodos más simplificados, que lo hagan menos costoso en tiempo y dinero (Christiansen, 1997). No obstante, existe siempre un riesgo de perder información ambiental importante cuando se simplifica.

Cuando comenzaron los estudios sobre ACV simplificado, varios investigadores eran escépticos, y decían que el ACV no podía ser simplificado, pero a través del avance de las investigaciones comenzaron a ver que los dos enfoques (convencional y simplificado) no eran dos cosas separadas sino puntos de un continuo. Como resultado, el proceso de simplificación puede verse como un importante elemento inherente al proceso de definición de alcances y objetivos del ACV (la primera etapa).

El uso del ACV se plasma dentro de una horquilla de exactitud, desde el estudio completo convencional (espacial y temporal, que en la práctica muchas veces no se realiza por la falta de información o por el tremendo esfuerzo de tiempo y recurso que supone) hasta un enfoque informal con la filosofía del ACV.

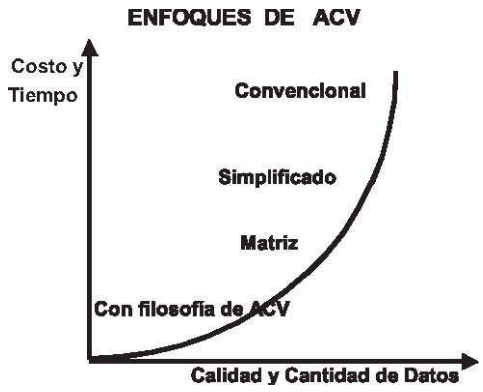


Ilustración 16. Gráfica relación calidad ACV é inversión datos y tiempo.

El ACV incide sobre una gran diversidad de variables que no poseen siempre el mismo sentido, es decir, puede darse el caso de que la mejor opción energética no sea la que genere menos residuos o emisiones. Además de este condicionante, hay que considerar cuestiones como la definición de escalas comunes de evaluación entre variables y situaciones distintas. (Goncalves, 2004).

6.2.3 Dificultad asignación de pesos y límites

La final del ACV es servir como herramienta comparativa, poder evaluar dos ó más productos ó servicios cuya función es equivalente y elegir la opción que sea más correcta medioambientalmente. Pero encontrar para poder comparar dos alternativas equivalentes es difícil, en la práctica real es prácticamente imposible encontrar dos productos funcionalmente iguales.

Por lo cual, cuando se aplica en campo el método se admite y acepta el hecho de que existan ligeras diferencias entre las soluciones alternativas a comparar

Otro problema práctico que surge durante la realización del ACV y que puede plantear unos resultados diferentes ó inclinados hacía diferentes lados de la balanza, tiene como raíz la definición de los límites del sistema que va a ser evaluado y de igual forma los pesos que apliquemos a las proceso ó productos, ya sean intermedios ó residuos. Los límites del sistema son siempre difusos y corresponde al equipo ó persona que diseñe y ejecute el ACV el determinarlos de forma objetiva y justificando de forma exhaustiva y fundamentada las razones.

6.2.4 Dimensión temporal, geográfica y social

En un ACV todos los impactos independientemente del momento en que se producen son incluidos de la misma manera. Pero en la práctica real, el destino e impacto de ciertos compuestos, como sucede en el caso de los volátiles, pueden diferir si la emisión ha tenido lugar por la mañana, al mediodía o pro la noche. Esto sucede en la formación de oxidantes fotoquímicos en un ambiente urbano, ya que es función de la intensidad de luz y de la concentración de contaminantes. Para otras sustancias puede haber diferencias según la estación anual es la que sean emitidas.

Uno de los puntos de partida más importante para modelar el análisis del impacto ene l ACV es la definición del carácter diferente de las emisiones. Generalmente no se consideran flujos continuos, sino más bien emisiones puntuales medias asociadas a cantidades de producto final concretas. Mientras que las concentraciones continuas se hallan caracterizadas por valores de concentración y magnitudes espaciales, las

concentraciones puntuales se hallan caracterizadas además por su valor temporal. (Anton Vallejo, Mª Asunción, 2004).

De igual forma se puede plantear la casuística de la localización geográfica. Los resultados de la aplicación del ACV para un mismo producto pueden variar según se haga un enfoque global, regional ó local. Las condiciones pueden variar de tal forma entre regiones que hagan que el estudio realizado para una región no sea representativo para las condiciones de otra diferente; ó para intentar extrapolar los resultados a un ámbito global ó local. De ahí que las bases de datos, según su origen de desarrollo han de ser evaluadas con sumo cuidado a la hora de desarrollar el ACV, para que los resultados obtenidos del mismo sean representativos y válidos para el estudio que se pretende llevar a cabo.

En general, los modelos de caracterización para las diferentes categorías de impacto consideradas en un ACV establecen una relación lineal entre los niveles de concentración y el resultado de su impacto. Sin embargo, su relación refleja típicamente una curva sigmoidal (Anton Vallejo, Mª Asunción, 2004).

De forma que aparece una primera sección donde el incremento de la concentración representa un ligero incremento del efecto, seguida de una segunda sección donde un ligero incremento de la concentración significa un aumento considerable del efecto y luego superado este umbral el impacto ha alcanzado tal grado de gravedad que un aumento de la concentración no significa un aumento significativo del efecto.

Según (Guinée J. e., 2001) la cuantificación del impacto negativo asociado a la emisión de una substancia comprende tres dimensiones: destino, exposición y efecto. La caracterización espacial puede ser independiente para cada una de estas tres dimensiones.

El ACV típicamente no tiene en cuenta aspectos sociales o económicos de un producto, generalmente la información elaborada en un estudio de ACV debe ser usada como parte de un proceso de decisión más integrado (Comparación de resultados de diferentes estudios de ACV solamente pueden ser hechos cuando los supuestos y el contexto de cada estudio son iguales. (ISO, UNE-EN ISO 14044:2006. Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia. (ISO 14040:2006), 2006).

7 Otras herramientas de sostenibilidad

7.1 La Huella de Carbono

La huella de carbono es un subconjunto de la huella ecológica y es el "conjunto de emisiones de gases de efecto invernadero provocados directa ó indirectamente por un proceso, producto ó servicio". Para su cálculo existen unos patrones IPCC (OMM, 2006). No se refiere sólo a la emisión de CO_2, sino que se tienen en cuenta todos los GEI que contribuyen al calentamiento global para después convertir los resultados individuales de cada gas a equivalentes de CO2.

Ha cobrado relevancia por la actualidad sobre el calentamiento climático global y el cumplimiento del Protocolo de Kyoto, y la certificación de la misma es una forma de medir el cumplimiento del referido protocolo.

La finalidad de este conjunto de mediciones realizadas es llevar a cabo los cálculos de impacto para tomar decisiones, en caso de ser necesario, que conlleven la reducción de las mismas; y como alternativa, en caso de no ser factible la reducción, su compensación.

Esta compensación se puede llevar a cabo mediante reforestación. La absorción de carbono, con un ciclo de cosecha de 40 años, es de 5, 21 tCO_2/año. Con el fin de normalizar la metodología de la huella de carbono de una actividad, producto o servicio, han surgido y se están desarrollando varias metodologías.

- PAS 2050- Norma británica.
- TQ Q0010- Norma Japonesa.
- ISO 14067: Huella de carbono de productos. La norma ISO 14067 actualmente en fase de desarrollo, describirá el cálculo de la huella de carbono provocada exclusivamente por los productos, no por las organizaciones.

La familia de normas ISO 14064 a 14069 tienen como objetivo dar credibilidad y aseguramiento a los reportes de emisión de gases de efecto invernadero GEI y a las declaraciones de reducción o eliminación de GEI voluntarios de reducción de emisiones. Las normas se pueden aplicar a todos los tipos de GEI, no estando limitadas al CO2.

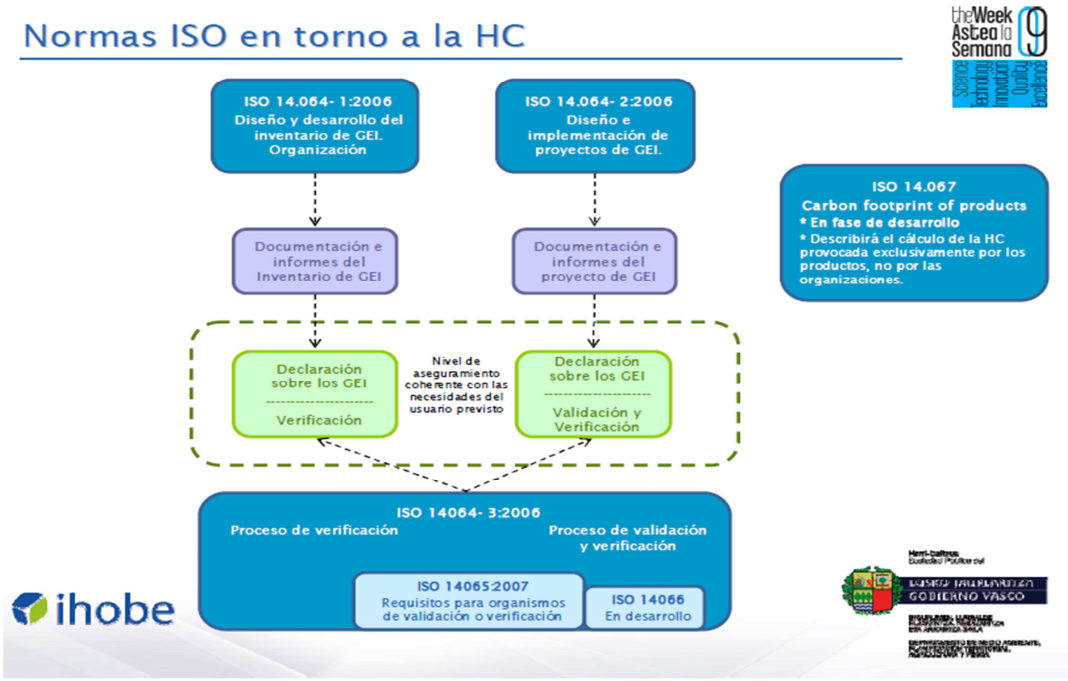


Ilustración 17. ISO y huella de carbono. Fuente IHOBE.

Además de las norma ISO, existen también una serie de metodologías que poco a poco se han ido implantando y tomando en cuenta como «metodologías o normas de referencia». A través de estas metodologías, se especifica que GEI se han de tener en cuenta, el alcance del ciclo de vida completo del producto/servicio que se está analizando, las bases de datos y factores de caracterización permitidos para el cálculo de la Huella de Carbono, etc. En la práctica, son la guía que hay que seguir para llevar a cabo un proyecto de medición de la Huella de Carbono.

- IPPC: la Organización Meteorológica Mundial (WMO) y el Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP) crearon el «Panel intergubernamental sobre el Cambio climático» (IPCC en sus siglas en inglés). Su objetivo es analizar, de forma exhaustiva, objetiva, abierta y transparente, la información científica, técnica y socioeconómica relevante para entender los elementos científicos del riesgo que supone el Cambio climático provocado por las actividades humanas, sus posibles repercusiones y las posibilidades de adaptación y atenuación del mismo. Respalda la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio climático (CMCC) mediante su labor sobre las metodologías relativas a los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.
- PAS 2050:2008. Especificación para la auditoría del ciclo de vida de Huella de Carbono de productos y servicios: creada por la organización «*Carbon Trust*» y el Gobierno del Reino Unido a través del «BSI British Standards», fue el primer estándar o referencial en establecer una metodología consistente con la cual las

organizaciones pueden evaluar la emisión de GEI asociadas con un producto determinado a lo largo de todo su ciclo de vida.

- PAS 2060:2010. Especificación para la neutralidad de carbono: establece requisitos para la neutralidad de carbono en las empresas. Proporciona a las organizaciones los requisitos para demostrar la neutralidad de carbono en relación a una materia específica, incluidas las actividades, productos, servicios, edificios, proyectos, pueblos y ciudades y eventos.
- GHG *PROTOCOL*: metodología creada por el «World Resources Institute» y el «World Business Council for Sustainable Development». Han desarrollado lo que llaman «El Estándar Corporativo de Contabilidad y Reporte», el cual ofrece estándares y orientación para las compañías y otras organizaciones que estén preparando un inventario de GEI.

A largo plazo, parece probable que la PAS 2050, la PAS 2060 e incluso el protocolo GHG sean remplazados por la ISO 14067 y la 14069, actualmente en estado de desarrollo. Estas metodologías son buenas herramientas y están basadas en estándares internacionales, pero no acaban de ser implantadas a nivel mundial (en países como por ejemplo Japón o Alemania está muy poco desarrollada y se están creando alternativas), con lo que se pretende que a través de la creación de una norma ISO internacional se unifiquen los criterios. (IHOBE, Etiquetado Ambiental de productos - Guía de criterios ambientales para la mejora de producto., 2011).

Otra metodología de cálculo de la huella de carbono es la MC3, la cual en su versión V.2.0 incluye algunas categorías de interés, siguiendo una concepción de metodología con cálculo *botton-up y top-down* con un enfoque hacia productos ya organizaciones total (*ACV-Ot*). Esas categorías referidas son: huella forestal, huella agrícola, huella hídrica, huella de uso del suelo, huella de materiales (no orgánicos).

Se puede decir que la HC es una forma simplificada de un ACV pero considerando únicamente la categoría de impacto ambiental referida al Calentamiento Global y dejando a un lado el resto de categorías. Como consecuencia de ello a la hora de interpretación de los resultados hay que tener mucho cuidado, ya que el hecho de tener en consideración una única categoría puede llevar a conclusiones erróneas y que poco tienen que ver con la realidad ambiental, desde la perspectiva de los impactos finales. Como premisa el tener en cuenta que sólo estamos valorando el efecto sobre el Calentamiento Global. Consecuencia de lo anterior una HC menor no siempre tiene porque traducirse en un menor impacto ambiental global. Por lo cual la forma correcta y

científica de abordar los estudios es complementar la HC con un estudio ACV que me da una visión global del proceso.

7.2 Huella Ecológica

El concepto de Huella Ecológica (HE) fue definido en 1996 por William Rees y Mathis Wackernagel en la School for Community & Regional Planning (Escuela para la Planificación Comunitaria y Regional) de la University of British Columbia. La huella ecológica (HE) es un indicador de sostenibilidad que estima el área de territorio productivo o ecosistema acuático necesario para producir los recursos necesarios para el desarrollo de una determinada actividad, y al mismo tiempo asimilar los residuos que de ésta se derivan. Cuando la HE supera la capacidad de carga de una región (cantidad de terreno productivo disponible), se produce una sobrecarga o déficit ecológico y, por tanto, el modelo de desarrollo que se está adoptando no es sostenible. Este indicador fue desarrollado en la década de los 90 por William Rees y Mathis Wackernagel, tratándose en un principio de un concepto asociado a la creación de un índice de sostenibilidad aplicado a los ámbitos individual, vivienda familiar, ciudades, regiones, naciones, etc. (M. Herva , A. Franco et al., 2008).

La ventaja de la huella ecológica para reflejar el impacto de la actividad humana es que permite realizar comparaciones. Es posible comparar desde las emisiones de transportar un bien en particular con la energía requerida para el producto sobre la misma escala (medido en hectáreas).

Algunos valores representativos de la HE derivados de recientes estudios realizados, pueden servir como ejemplos para situarse. Como resultado de los cálculos efectuados a mediados de la década del noventa, utilizando la metodología desarrollada para la Huella Ecológica, estimaron que el suelo bioproductivo5 para cada habitante de la Tierra alcanzaba las 1,5 hectáreas, mientras que la Huella Ecológica de un norteamericano promedio bordeaba las 5 hectáreas, es decir, más del triple de la media del planeta (Bórquez, 2010). Más recientemente, se ha presentado el informe Análisis preliminar de la HE en España, elaborado por un grupo de expertos a instancias del Ministerio de Medio Ambiente. Según los resultados presentados, la HE por español medio en 2005 se situó en 6,4 ha, lo que supuso un incremento del 19% desde 1995. En este estudio se puede observar cómo la huella asociada al consumo de energía es la que ha experimentado un mayor crecimiento. Por otro lado, se ha estimado labio capacidad española en 2,6 ha por habitante y año, por lo que el déficit ecológico español alcanza en el año 2005 un valor muy próximo a las 4 ha/cap. En el informe se recogen también los

resultados de HE y déficit ecológico por comunidades autónomas. (M. Herva , A. Franco et al., 2008).

Si bien no es un indicador totalmente agregado de sostenibilidad, según sus propios creadores, si está demostrada su utilidad para realizar mediciones de la explotación de los recursos naturales en relación con la biocapacidad disponible.

En general la huella ecológica de la agricultura relaciona el consumo aparente (producción + importaciones - exportaciones) per cápita (tn/hab) de cada producto con el rendimiento al que se obtiene ese producto (tn/hab). El resultado es las hectáreas/habitante que se ocupan para satisfacer ese consumo, lo que a su vez se compara con la capacidad ecológica de ese territorio. Aunque existen distintas posibilidades de cálculo según los rendimientos o productividades (nacionales o globales) consideradas. (Carpintero, 2006).

7.3 La Huella Hídrica

El agua ha sido durante toda la historia un bien preciado, razón de la localización de asentamientos, fuente de vida y razón de migraciones. En especial en los tiempos actuales se comienza a tener, cada vez con mayor fuerza y en progresión exponencial, conscienciade lo importante que será en el horizonte 2050 y para las futuras generaciones el mantener esta fuente de vida.

El agua dulce es uno de los recursos más valiosos del planeta, siendo un elemento esencial para mantener la vida elemento que no puede ser sustituida. Actuando como la fuente de agua potable y la base para la higiene y el suministro de alimentos, es indispensable para los seres humanos, mientras que al mismo tiempo, garantizar la biodiversidad y las funciones fundamentales de los ecosistemas en los que en última instancia, todos dependemos. Estamos siendo testigos de una situación de empeoramiento constante de la rápida disminución de la disponibilidad de agua dulce de los recursos que pone en peligro 1,1 millones de personas en todo el mundo carecen de acceso suficiente al agua potable (ONU 2006). (Annete, 2008).

Pero la realidad de la actual sociedad es que las actividades humanas contaminan o consumen una gran cantidad de agua. A escala mundial, la mayoría del uso del agua se produce en la producción agrícola, pero también hay grandes volúmenes de agua consumida y contaminada en los sectores industrial y doméstico (WWAP, 2009). España es un país donde el agua juega un papel fundamental y en las últimas décadas se ha visto afectado de una forma más profunda por el cambio climático, la merma de las

reservas de los embalses y en consecuencia la temática de la insuficiencia proveedora de agua debe ser un tema muy a tener presente en todo tipo de desarrollo tecnológico que lleve asociado su consumo de forma sustancial. Y aunque la tierra en su mayor parte esta formada es su capa exterior por agua, las aguas continentales representan algo menos del seis por ciento del volumen total del agua existente en nuestro planeta. Este escaso porcentaje se reduce aún más si sólo se consideran los glaciares, lagos y ríos, ya que en su conjunto no alcanzan siquiera el dos por ciento. De aquí que al tratar de la “Huella Hídrica” y de los problemas inherentes a la temática general del agua, cobra notable interés

Los dos efectos del calentamiento global que afectará, con mayor intensidad, las actividades económicas en territorio español serán: la reducción de las precipitaciones y sus efectos (menor volumen de agua disponible) y el aumento de fenómenos meteorológicos extremos (aumento de los riesgos climáticos). Según el IPCC (2007) y la Oficina Española de Meteorología, el cambio climático es probable que produzca un efecto negativo sobre los recursos hídricos existentes en el conjunto del territorio español, especialmente en los territorios del este y sur peninsular. Los modelos indican que el aumento en la temperatura media (y por lo tanto de la evapotranspiración) y, especialmente, la reducción en las precipitaciones (hasta un 20 por ciento hacia el final del siglo XXI) puede añadir tensiones importantes en la población y sus actividades económicas, especialmente la agricultura y el turismo. La disminución de las precipitaciones sería más intensa en el sur peninsular. En la actualidad (IPCC, 2007), España disfruta de una disponibilidad de recursos de agua por persona por año estimado en 3.000 m3/persona/año, para una demanda de 2.000 m3/persona/año. A finales del siglo 21, el IPCC estima que la disponibilidad de agua puede reducirse a sólo 450 m3/persona/año, para una demanda moderadamente superior al actual. Es probable que esta reducción, afectara especialmente al este y sur de España y al archipiélago canario. (Sotelo Navlpotro, Jose Antonio et al., Diciembre 2011).

El concepto de “huella hídrica” fue introducido por Hoekstra en 2002 (Hoekstra, 2003). Una definición es “la huella hídrica de un producto es el volumen de agua fresca utilizada para producir un producto, incluyendo la suma del agua consumida y contaminada en los diferentes fases de la de la cadena de producción, no se incluye el agua consumida cuando se utiliza el producto, o aquella que se reutiliza, recicla o elimina”; de forma que la “Huella Hídrica” de un producto es igual a la suma de la “Huella Hídrica” de los distintos procesos o etapas necesarios para producir un determinado ese producto, considerando toda la producción y la cadena de suministro. Se puede expresar en m3 unidad de producto-1, m3 kg-1, m3t1, m3 EUR-1, o m3 unidad de producto.

Por tanto se puede considerar que la huella hídrica es un indicador de uso de agua dulce que contabiliza no sólo en el uso de agua directo de un consumidor o productor, sino también en su uso indirecto. La huella hídrica puede ser considerada como un indicador global de consumo de los recursos de agua dulce, por encima de la medida tradicional y restringida de la extracción de agua. La huella hídrica de un producto es el volumen de agua utilizada para producir el producto, y los medidos a lo largo de la cadena de suministro. Es un indicador multidimensional, que muestra los volúmenes de consumo de agua por fuentes y volúmenes de contaminación por cada tipo de contaminación, y cuyos componentes de huella hídrica total pueden ser especificados geográfica y temporalmente. Se diferencian: huella hídrica azul, verde y gris.

La huella hídrica azul se refiere al consumo de los recursos de agua superficial y subterránea a lo largo de la vida de producción de un producto. “El consumo” se refiere a la pérdida de agua de la masa de agua disponible del suelo de la superficie en un área de captación. Las pérdidas se producen cuando el agua se evapora, vuelve a otra zona de captación. En el caso de los productos agrícolas, el contenido azul de una cosecha se define como la suma de la evaporación del agua de riego en campo y del agua de los canales de riego ó al mar o se incorporan al producto.

La huella hídrica verde se refiere al consumo de los recursos de agua de lluvia. El agua verde es la precipitación que llega al suelo y que no se pierde por escorrentía, almacenándose temporalmente en la parte superior del suelo o en la vegetación. Por tanto, la “Huella Hídrica” verde (WFproc.green) es el volumen de agua de lluvia consumida durante el proceso de producción. Este tipo de huella es relevante en los productos agrícolas y forestales, donde es igual a la evapotranspiración en los cultivos y plantaciones más el agua incluida en el producto cosechado.

La huella hídrica gris se refiere a la contaminación, es un indicador del grado de contaminación del agua dulce en un determinado proceso. Se define como el volumen de agua dulce que se necesita para asimilar la carga de contaminantes, basados en las normas vigentes de calidad ambiental del agua. Se calcula como el volumen de agua que se requiere para diluir los contaminantes hasta el punto de que la calidad del agua

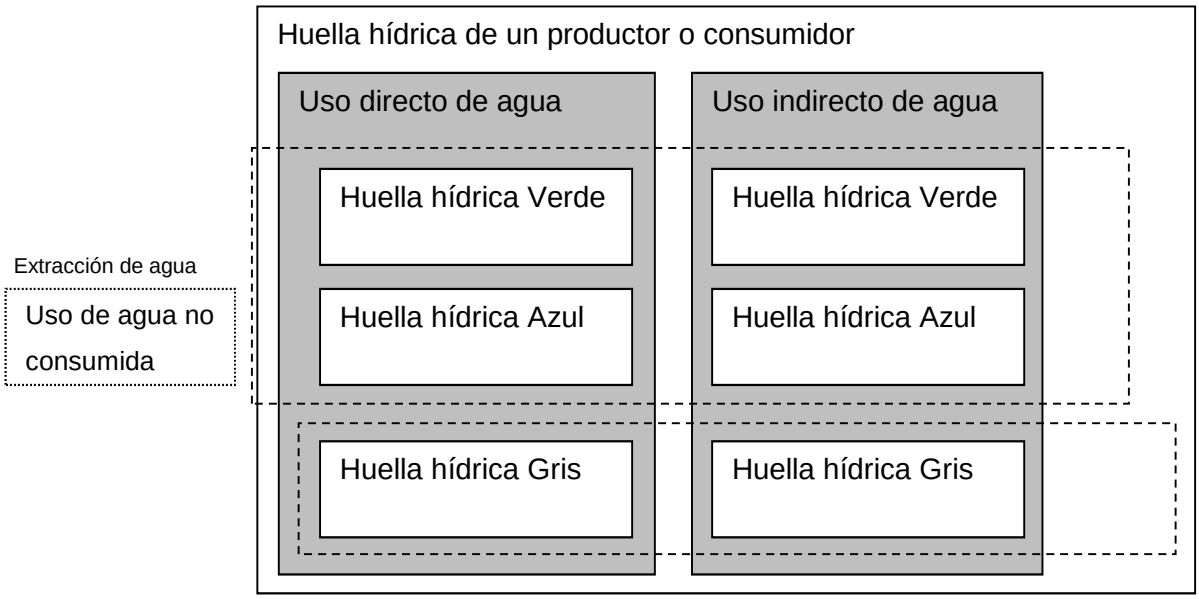


Ilustración 18. Huella hídrica.

Los recursos de agua azul son generalmente escasos y tienen mayores costos de oportunidad que el agua verde, por lo que puede ser una razón para centrarse y darle una mayor importancia a los consumos de agua azul. Por otro lado, los recursos hídricos verdes también son limitados y por lo tanto escasos, por lo cual no sería lógico no valorar los consumos de agua verde. Además, el agua verde puede ser sustituida por el agua azul y en el caso de la agricultura a la inversa, así que podremos obtener un cuadro completo sólo por la contabilidad de ambos. La idea de la huella hídrica gris se introdujo con el fin de expresar la contaminación de agua en términos de volumen de contaminación, de modo que pueda ser comparada con el consumo de agua, que también se expresa como un volumen (Chapagain et al, 2006b; Hoekstra y Chapagain, 2008).

“El interés por la huella hídrica se origina con el reconocimiento de que los impactos humanos en los sistemas hídricos pueden estar relacionados, en ultima instancia, al consumo humano y que temas como la escasez o contaminación del agua pueden ser mejor entendidos y gestionados considerando la producción y cadenas de distribución en su totalidad” señala el Catedrático Arjen Y. Hoekstra, creador del concepto de la huella hídrica y director científico de la “Red de la Huella Hídrica”. “Los problemas hídricos están a menudo íntimamente relacionados con la estructura de la economía mundial. Muchos países han externalizado significativamente su huella hídrica al importar bienes de otros lugares donde requieren un alto contenido de agua para su producción. Este hecho genera una importante presión en los recursos hídricos en las regiones exportadoras, donde muy a menudo existe una carencia de mecanismos para una buena gobernanza y

conservación de los recursos hídricos.” (Water Footprint, 2012). Esto sucede con las importaciones de materias primas para la elaboración de biocombustibles.

La huella hídrica y la huella de carbono tienen significados diferentes, pero son complementarias para los estudios de impacto ambiental. La huella de carbono aborda el problema del cambio climático, la huella hídrica se refiere a la cuestión de escasez de agua dulce. En los dos casos se puede aplicar para los input/output de los procesos que agregados conforman el producto ó proceso final. Si bien existen diferencias importantes entre ambas, en el caso de una emisión de carbono no importa dónde ocurra, pero para una huella hídrica sí tiene importancia. Una emisión de carbono en un lugar puede ser compensada por la reducción de emisiones de carbono o su secuestro en otro lugar, que no es aplicable al agua: no se puede reducir el impacto local de uso del agua en un lugar por el ahorro de agua en otro lugar.

8 Objetivos planteados

Como ha quedado expuesto en los capítulos anteriores del presente documento, existen diferentes metodologías desarrolladas para realizar un EICV dentro del desarrollo del análisis de ciclo de vida de acuerdo a la norma ISO 14040. Se pueden clasificar en dos grandes grupos en función de si en su concepción se han desarrollado como metodologías *endpoint ó midpoint,* como ya se menciono en 5.

Las distintas metodologías propuestas difieren en el número y definición de las categorías de daño. Emplean diferentes implementaciones para caracterizar los flujos del ICV, los factores de daño y su posterior normalización. Si bien habitualmente se realiza un análisis exhaustivo y se justifican las razones de la ponderación, aun así, se trata de un proceso en si mismo subjetivo y al cual hay que estar muy atento, ya que puede ser utilizado para que los resultados se dirijan hacia un punto final que no es el correcto.

Tampoco abordan todas las categorías de impacto con igual rigurosidad y objetividad, existen aspectos que parece que son tratados de forma insuficiente.

Dentro de todos los elementos incluidos en las metodologías EICV existen algunos aspectos que los estudios consideran como posibles debilidades de los métodos. Se plantea como objetivo inicial de este trabajo realizar un análisis crítico de la forma en que las distintas metodologías manejan los siguientes aspectos:

- Transformación del terreno
- Uso del terreno
- Consumo de agua
- Ruido

Se pretende establecer que metodología sería la más adecuada en el caso de que alguno o todos los factores sean relevantes en un estudio ACV determinado.

Estos hechos me hacen pensar que quizás el resultado del estudio ACV comparativo realizado sobre una serie de alternativas en las que estos aspectos tengan un peso determinante pudiera no obtener necesariamente resultados equivalentes en la

comparación de opciones propuestas. Evidentemente, al tener criterios metodológicos distintos en las normalización, caracterización, etc., los valores numéricos resultantes del cálculo de los indicadores podrán ser diferentes, pero cabe preguntarse si el resultado de la comparación es confiable. La propia norma ISO14040 advierte sobre los estudios ACV singulares y la comparación entre los mismos, pero si se realiza un estudio comparativo entre varias opciones, la fiabilidad de los resultados se considera asegurada. Pero la confiabilidad del método quedaría comprometida si, aplicando distintas metodologías se obtienen resultados dispares. En dicho caso habría que plantearse si las metodologías son correctas, si se deben aplicar a todos los casos o si son errores en su aplicación lo que conlleva dichos resultados dispares igual ó incluso se distancie de forma crítica desde el punto de vista de la elección final.

Situando la temática en el marco de problemática ambiental actual, donde la producción y consumo de energía ha supuesto y supone un problema y punto de controversia medioambiental de la moderna sociedad. Se considera un campo apropiado para desarrollar el presente estudio. Tomando como caso particular el caso de los biocombustibles, por ser parte del mix-energético mundial; que incorpora en su proceso aspectos tratados “superficialmente” en los ACV y por parecer en un principio una solución óptima ambientalmente, pero que presenta un elevado nivel de controversia de opiniones. Los ACV para el caso concreto de los biocombustibles inciden en puntos como el CO_2 (Cambio Climático), pero no de dan tanta importancia a los impactos consecuencia del uso y transformación del suelo, el uso del agua y el ruido. Categorías estas que tienen un peso fundamental en estos productos y que en la actualidad se reconoce su alto índice de incidencia medioambiental:

- Deforestación.
- Agua recurso limitado y esencial.
- Contaminación acústica sobre la Salud humana y las especies animales.

Si bien los desarrollos basados en biomasa y en especial en los biocombustibles han ganado relevancia en los últimos años, y a su vez los desarrollos de las evaluaciones de su impacto los han acompañado, aún quedan lagunas por resolver. Las primeras aplicaciones de ACV se realizaron centrándose en sistemas dependientes de combustibles fósiles, en la actualidad estos estudios se han trasladado a los nuevos combustibles, pero existen variables de los procesos de obtención de estos nuevos combustibles que no se han abordado con la profundidad necesaria ó han sido valorados en toda su importancia. La transformación y uso del suelo y sus implicaciones geoespaciales representan un desafío para las bases de datos existentes, para los

criterios de evaluación de impacto y para las representaciones matemáticas de variabilidad e incertidumbre. Las modelización é implementación de los consumos de agua y efectos por ruido también son aspectos a contemplar en el desarrollo del ACV de una forma más profunda.

Considerando las premisas previas parece fundamental en el desarrollo de un ACV la fase de evaluación de impactos del ciclo de vida, por el peso determinante en el resultado final, y resulta interesante plantear y responder a la pregunta:

¿Son confiables los resultados obtenidos utilizando diferentes metodologías para el análisis de ciclo de vida en el caso de los biocombustibles, particularizando en las categorías de uso del suelo, ruido y uso del agua?

Objetivos Planteados:

- Detectar las carencias y virtudes de cada método EICV para el caso energético.
- Evaluar hasta que punto afecta la elección del método EICV utilizado al resultado (evaluación de confiabilidad de las metodologías EICV).
- Metodologías complementarias para el estudio de estos impactos.

Para el caso concreto de la evaluación de confiabilidad de las metodologías EICV se propone el siguiente esquema metodológico:

- Aproximación teórica a los biocombustibles. Selección del caso ejemplo.
- Como categorías iniciales de estudio por su trato menos profundo en los ACV se toma: uso del suelo, agua y ruido.
- Cálculo de los casos con las distintas metodologías.
- Comparativa de resultados.
- Búsqueda de explicación para las posibles discrepancias.
- Establecimiento de conclusiones.

9 Revisión metodologías EICV

"Desde inicios de los años 90 se ha experimentado un gran incremento en el número de metodologías desarrolladas para realizar el análisis de ciclo de vida. Se han desarrollado dos líneas metodológicas:

- Método clásico: clasificación y caracterización: CML, EDP. Presentan poca incertidumbre en los resultados.
- Método causa-efecto: medición del daño provocado. Mayor incertidumbre. Eco - indicador 99, EPS.
- Mixto: pretende combinar los mejor de los anteriores. Impact 2002+, TRACI, Recipe." (García Oca, 2008)

En la siguiente tabla se muestran las metodologías de ACV elegidas inicialmente para realizar el estudio comparativo por ser los más extendidos en uso y representativos de las diferentes grupos existentes dentro de los métodos de evaluación de impacto. Después de hacer su revisión se descartarán aquellas que no sirvan a la finalidad del presente documento.

Método	Fases de EICV					Categorías Impacto	Descripción
	Clasificación	Carecterización	Normalización	Agrupación	Ponderación		
ECO99 (PréConsultants)						Cancerígenos Respiratoiros orgánicos Respiratorios inorgánicos Cambio Climático Radiación Destrucción capa ozono Ecotoxicidad Acidificación y eutrofización Uso de Suelo Uso de recurso minerales Uso de combustibles fosiles	Evolución del Eco-indicador 95. Metodología Endpoints. Mayor Incertidumbre. Tres categorías daño: salud humana, ecosistema y recursos.
RECIPE (PréConsultants)						Destrucción capa ozono Toxicidad humana Radiación Smog fotoquímico Formación particulados Cambio Climático Ecotoxicidad al suelo Acidificación al suelo Ocupación suelo rual Ocupación suelo urbano Transformación suelo natural Ecotoxicidad marina Eutrofización agua dulce Eutrofización marina Ecotoxicidad agua dulce Uso de combustibles fósiles Uso de recursos naturales Uso de agua	Combina las ventajas del modelo CML 2001 y del Eco-indicador 99, con lo que tiene indicadores endpoints y midpoints. Tiene entre otros mejorado los modelos uso de suelo y recursos naturales.
CML 2001 (CML)						Agotamiento recursos abióticos Cambio Climático Destrucción capa ozono toxicidad humana Ecotoxicidad Smog fotoquímico Acidificación Eutrofización Uso de recursos /suelo	Evolución del CML 1992. Es un modelo de indicadores midpoints en las categorías de impacto. La normalización es opcional. Sus indicadores son a nivel mundial 1990, a nivel EU 1995 y para Holanda 1997.
TRACI (EPA USA)						Destrucción capa ozono Cambio Climático Smog fotoquímico Acidificación Eutrofización Efectos cancerígenos hum. Efectos no cancerígenos hum. Polución a la salud humana Ecotoxicidad Agotamientos de comb. Fósiles	Tiene doce categorías de impacto, desarrollado para USA. Muchos tienen origen en ECO99 y CML2001. Data de 1995. No tiene histórico definido para normalización y ponderación.
IMPACT 2002+ (EPFL, Suiza)						Toxicidad humana Efectos respiratorios Radiación ionizante Destrucción capa ozono Smog fotoquímico Ecotoxicidad acuática Ecotoxicidad del suelo Acidificación acuática Acidificación del suelo Acidificación y eutrofización del suelo Ocupación del suelo Cambio Climático Energías no renovalbes Uso de recursos	Es una combinación de IMPACT 2002, Eco99, CML 2001 é IPCC.

Ilustración 19. Metodologías elegidas y características.

9.1 CML 2002

9.1.1 Descripción del método

La metodología CML 2002 (Guinée et al., 2002) es una actualización del CML 1992 LCA Guide &Backgrounds (Heuhubgs et al., 1992). Su objetivo es proporcionar las mejores prácticas para indicadores del tipo "*midpoint*", de acuerdo al estándar ISO 14040. La metodología incluye la normalización, pero no la ponderación.

Las categorías de impacto ambiental incluidas son:

- Agotamiento de los recursos abióticos.
- Cambio climático.
- Destrucción capa ozono.
- Toxicidad humana.
- Ecotoxicidad humana.
- Smog fotoquímico.
- Acidificación.
- Eutrofización.
- Uso de recursos.

La validez regional del método es Global, exceptuando la categoría Acidificación (Europa) y Foto-oxidación-formación que sigue la trayectoria europea (Europa).

En cuanto a su validez temporal: presente. El horizonte temporales es en un principio infinito, exceptuando para el potencial de calentamiento global GWP, donde se adopta el GWP100 en lugar del GWP500, debido a las incertidumbres asociadas a éste último y para la modelización de los efectos tóxicos de métales, donde se recomienda el desarrollo de análisis de sensibilidad para horizontes temporales más a corto plazo debido a la incertidumbre de los modelos para la referida toxicidad de los metales. Además es posible adoptar diferentes periodos de tiempo en varia categorías para desarrollar análisis de sensibilidad.

La coherencia en el tratamiento de los diferentes impactos en la caracterización, normalización y ponderación se garantiza para cada indicador mediante el cálculo por separado de los factores de normalización. Para todas las categorías de emisión basadas en principios análogos y decisiones se emplean las no linealidades para el manejo de las variables especio y tiempo.

Se discuten las relaciones *midpoints* con *endpoints*, pero no son modeladas ó cuantificadas de otra forma.

Aproximadamente 800 sustancias son cubiertas, a menudo con factores de caracterización para más de una categoría de impacto, ó más de un comportamiento dentro de una categoría de impacto.

La normalización se lleva a cabo mediante los factores de referencia globales para normalización, disponibles para los años 1990 y 1995, ya sean como total de intervenciones anuales globales ó per cápita (como las intervenciones anuales de un

ciudadano promedio anual). Se dispone de hojas de cálculo con los valores, de forma que los valores de normalización pueden ser adaptados para otros métodos además los baseline y para nuevos datos.

Los datos están disponibles para los Países Bajos y para Europa Occidental. Los datos principales para calcular factores se pueden obtener en (Van Oers, 2001)

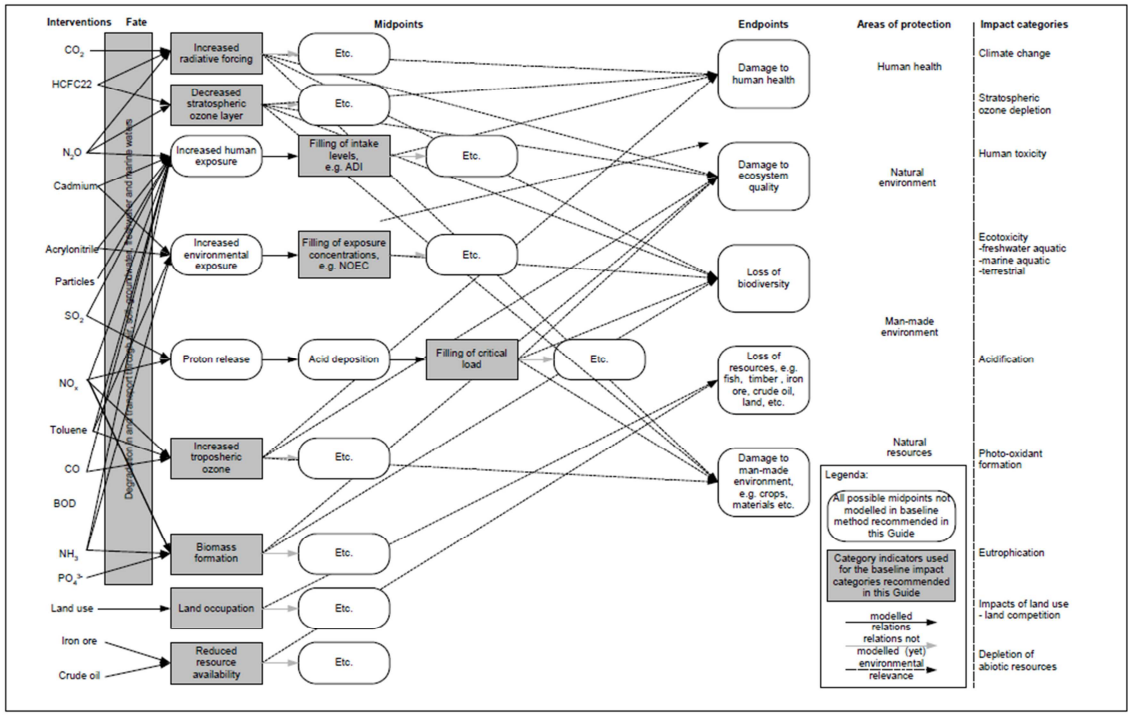


Ilustración 20. Esquema CML 2001.(Joint Research Centre, 2010).

Dentro de los impactos de *midpoint* abarca la categoría impactos para el uso del suelo, agotamiento recursos abióticos, *land competition*… y contempla una serie de categorías de impacto adicionales en función de los requerimientos del estudio a realizas; destacar por la relación con el presente documento el análisis que se contempla dentro d los impactos por uso del suelo:

- Pérdida función soporte vida.
- Pérdida biodiversidad.
- Ruido (cuenta con línea base).
- Agotamiento.

9.1.2 Uso del suelo, agua y ruido en CML

Contempla la ocupación del suelo, pero no la transformación, pero asignándole el mismo factor en todos los casos; lo hace a nivel *midpoint* y luego lo normaliza. Es decir no discrimina la localización, ni la tipología del suelo ocupado. Valora el impacto de

ocupación del suelo por la actividad únicamente. Me aporta una información vaga sobre la superficie que va a ocupar el proceso, no entrando a valorar nada más.

No contempla categoría de consumo de agua, ni de ruido; tanto a nivel *midpoint* como *endpoint*.

9.2 Eco-indicador 99

9.2.1 Descripción del método

Eco-indicador 99 (Goedkoop, M., Spriensma, R, 2001)es una revisión de la versión Eco-indicador 95 (Goedkoop y Spriensamaa, 1995), incluye más aspectos y es más complejo que la citada versión previa, superando algunas de las objeciones que se le planteaban a su predecesor. Se ha sustituido la aproximación de "Distancia al Objetivo", método criticado por no establecer objetivos claros en la definición de niveles objetivos sostenibles, introduciendo un modelo en función de los daños, es decir, relación entre el impacto y el daño a la salud humana ó al ecosistema.

Los Eco-indicadores son números que expresan el impacto ambiental total de un proceso o producto.

El proyecto Eco-indicador 99 ha resuelto el problema de la contribución mutua de un producto dentro del ciclo de vida a una determinada categoría ambiental mediante el uso de coeficientes de ponderación. Esto permite calcular un solo valor para el impacto ambiental total basado en los efectos calculados. *El Eco-indicador de un material o proceso consiste por lo tanto en un número que indica el impacto ambiental de dicho material o proceso, a partir de los datos obtenidos del Análisis de Ciclo de Vida. Cuanto mayor es el indicador mayor es el impacto ambiental.* (IHOBE, Etiquetado Ambiental de productos - Guía de criterios ambientales para la mejora de producto., 2011).

El Eco-indicador 99 es un método ACV especialmente destinado al diseño de productos que ha demostrado ser una poderosa herramienta a la hora de interpretar los resultados de los ACV mediante sencillos números ó unidades, los llamados Eco-indicadores. (Mark Goedkoop, Suzanne Effing y Marcel Colligton., 1999). Es la más extendida de las metodologías, se podría decir que es un estándar hoy en día ó una referencia para comparar productos, no significando esto que sea la mejor de las existentes en todos los casos.

Incluye una modelación del daño en las categorías de impacto en los ecosistemas, salud humana y recursos naturales de carácter finito. La modelación está basada en las

condiciones promedio europeas, basándose en criterios científicos y no políticos. Los daños fueron ponderados por un panel de expertos en Análisis de Ciclo de Vida y usuarios. El Eco-indicador 99 incluye modelos de daño y conjuntos de factores de ponderación basados en tres perspectivas culturales: individualista, jerárquica e igualitaria.

Presenta validez regional a nivel global para las categoría de impacto: cambio climático, agotamiento ozono y recursos. Las otras categorías están adaptadas al modelo europeo. En especial acidificación y eutrofización se encuentran basadas en el modelo de Dinamarca y el uso del suelo en el modelo suizo.

La modelización del daño ambiental se hace mediante el análisis de destino de las emisiones, exposición, análisis de efectos y daños. Se consideran las tres categorías antes reflejadas:

- Salud Humana: tiene como unidad de medida el DALY ("*Disability adjusted life years"*, años de vida modificados por discapacidad), esto significa que mide los años de vida perdidos y los vividos con distintas discapacidades causadas por enfermedades. Se incluyen el número y la duración de las enfermedades, y los años de vida perdidos debido a la muerte prematura por causas ambientales. En eta categoría los daños a su vez tiene las categorías de Cancerígenos, Orgánicos Respirables, Inorgánicos Respirables, Cambio Climático, Disminución de la Capa de Ozono y Radiación ionizantes
- Ecosistema: se mide en PDF*m^2 y año, donde PDF ("*Potenctially Disappeared Fraction"*), esta unidad viene a representar la fracción potencial de especies de plantas que desaparecen ó se verán afectadas por metro cuadrado y año, a consecuencia del impacto ambiental en esa zona, es decir,el daño sufrido por esta categoría a consecuencia los procesos se medirá por el efecto sobre la diversidad de especies. Se incluyen los efectos sobre la diversidad de especies, especialmente en las plantas vasculares y los organismo sencillos. Esta categoría se encuentra subdividida su vez en: Ecotoxicidad, Acidificación/Eutrofización y Uso de la Tierra.

- Recursos Naturales: que centrará su análisis en los Minerales y Combustibles Fósiles. En esta categoría incluimos la necesidad extra de energía requerida en el futuro para extraer mineral de baja calidad y recursos fósiles. La disminución de los recursos brutos, tales como arena y gravilla se incluyen dentro del uso del suelo. Se obtiene el daño a partir de modelos geoestadísticos que relacionan

disponibilidad y concentración, y vendrá expresado en términos de energía expresado en MJ. Representará la energía adicional necesaria para extraer futuros minerales y combustibles.

Para desarrollar proyectos compatibles con el medio ambiente, debe ser posible incluir los aspectos ambientales de un producto en el análisis y la selección de las opciones alternativas más ecológicas, esto es lo que se ha hecho en Eco-indicador 99, siendo una herramienta a emplear en la búsqueda de la alternativa ms ecológica y destinada a uso interno.

El Eco-indicador 99 tiene una etapa de evaluación de daños. Lo que significa que los indicadores de impacto que resultan, se calculan en la etapa de caracterización, y se añaden formando las distintas categorías de daños, se agrupan en las misas categorías de daño todas aquellas categorías de impacto que tiene la misma unidad, es decir, el método Eco-indicador 99 permite hacer una evaluación de daños, en la que engloba los resultados de la caracterización en las tres categorías finales. Las categorías de daño se normalizan a nivel europeo (daño causado por un europeo por año). Hay que tener en cuenta que la normalización depende de la perspectiva elegida.

- Perspectiva igualitaria.
- Perspectiva jerárquica.
- Perspectiva individualista.

Existirá incertidumbre en los datos, que el modelo contempla como el cuadrado de la desviación geométrica estándar; é incertidumbre sobre las correcciones de los modelos usados.

En la perspectiva igualitaria se elige una perspectiva de tiempo extremadamente larga. Las sustancias se incluyen sólo si existen datos de su efecto. Los daños no pueden ser evitados y pueden conducir a catástrofes naturales.

En la perspectiva jerárquica se elige una larga perspectiva de tiempo, se incluyen sólo aquellas sustancias que presentan datos consensuados de su efecto. Se supone que los daños pueden ser evitados siguiendo buenas directrices de comportamiento. En el caso de los combustibles fósiles, se supone que no pueden ser sustituidos fácilmente.

En la perspectiva individualista se elige una corta perspectiva temporal (100 años o menos), sólo se incluyen las sustancias que presentan datos probados de su efecto. Se supone que todos los daños se podrán recuperar mediante un desarrollo tecnológico y

económico de la sociedad. En el caso de los combustibles fósiles, se supone que no se reducirán.

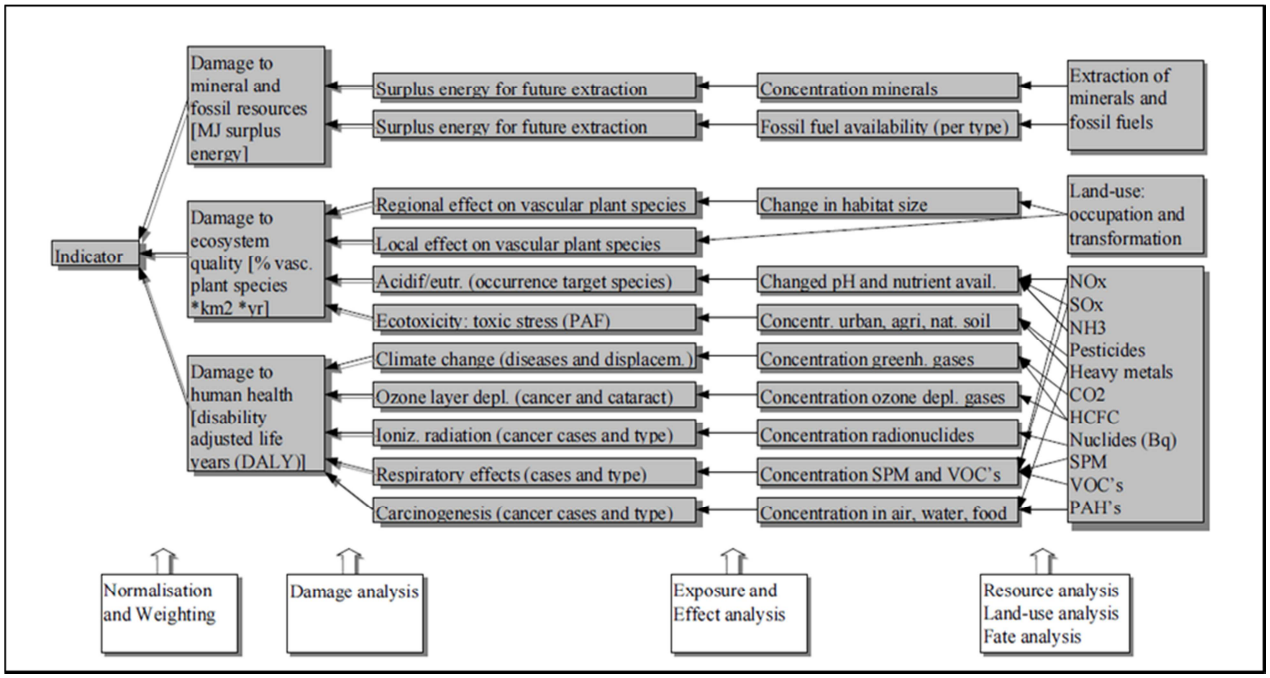


Ilustración 21. Esquema Eco-Indicador 99. (Joint Research Centre, 2010)

9.2.2 Uso del suelo, agua y ruido en Eco-Indicador99

En cuanto al uso y transformación del suelo, la metodología Eco-indicador 99 considera el uso y transformación de la tierra como un daño que se traduce en la disminución de áreas naturales y que se traduce en un efecto en las especies de una región y en las especies de una localidad, daño al ecosistema representado por el % plantas por m^2 y año.

Considera el uso del suelo desde el punto de vista de la afección que provoca el uso del mismo y su ocupación por los sistemas humanos sobre la desaparición de especies. Este hecho lo contempla con el daño en función de la diversidad de especies en cada tipo de suelo, basado en estudios de conservación de los terrenos (Köllner, 1999) y desarrolla una escala que recoge la diversidad de especies en cada tipo de tierra, con la complicación añadida debida a que la diversidad de especies de pende del tamaño del área. Considerando también las afecciones no sólo en el área de ocupación sino también en el área circundante, por el efecto regional. El Eco-indicador 99 tiene en cuenta tanto el efecto regional como el local.

Hay que considerar que existen muchos tipos de ecosistemas del suelo y que tanto el número de especies como plantas varían de forma significativa en las diferentes zonas de

Europa. Los modelos para los efectos regionales fueron desarrollados originariamente por (Müller-Wenk, 1998) y (Köllner, 1999) que son los utilizados por el Eco-indicador 99.

La metodología contempla la diferencia entre conversión y transformación del suelo para evaluar los impactos ambientales provocados. Las diferencias entre conversión y transformación del suelo.

- ✓ Conversión: suelo que esta siendo convertido entre dos estados
- ✓ Transformación. Suelo que es convertido y luego ocupado durante un espacio de tiempo.

Por lo tanto considera los impactos en dos tipos diferentes de procesos: "conversión y ocupación" y los impactos en dos diferentes tipos de áreas "regional y local", lo cual por combinación genera cuatro tipos de modelo deño:

$$PDF= (Especies_{inicial}– Especies_{uso})/ Especies_{inicial}$$

$$EQ= PDF * Time * Área$$

La metodología utilizada por Eco-indicador 99 para valorar las especies por uso del suelo según su tipo se basa en Köllner (1999) que a su vez usó las definiciones y nomenclatura Corine (1991) si bien el sistema tiene laguna y falta de exactitud de datos para todas las localizaciones, lo óptimo sería tener un inventario exacto de la zona a evaluar.

Y los estudios en los que se basa se refieren preferentes a Suiza y Alemania del Oeste. Por otra parte el método contempla la no duplicidad del daño provocado por las emisiones pesticidas y los pesticidas asociados al cultivo del suelo.

En cuanto al consumo del agua no considera una categoría que incluya los consumos de agua y que luego traslade los mismos al impacto final del ciclo de vida.

Al igual que sucede con el agua no se contemplan categoría relativa al ruido no teniendo en consideración en la modelización del impacto.

9.3 TRACI

9.3.1 Descripción del método

TRACI es una metodología que ha sido desarrollada por la EPA de EEUU, a nivel *midpoint* que representa las condiciones medioambientales de EEUU en su conjunto ó por estado. Como base científica los trabajos: Bare, 2002, Bare et al., 2002, Hertwich et al, 1997, 1998, 1999, 2991; Norris, 2002.

Esta metodología, con validez geográfica centrada en EEUU y que cubre 3000 sustancias, permite la caracterización de los potenciales efectos ambientales, entre los cuales se incluyen: calentamiento global, acidificación, eutrofización, formación smog, ecotoxicidad, efectos cancerígenos sobre salud humana, efectos no cancerígenos humanos, agotamiento combustibles fósiles é incluye la categoría de efectos uso del suelo. Tiene la particularidad de que ha sido desarrollado para su aplicación en EEUU en lo que respecta a localización geoespacial, y para ello ha utilizado las mejores metodologías para cada categoría de impacto, después de haber realizado una revisión del estado del arte y de la literatura existente.

Se aceptaron las categorías de impacto reconocidas universalmente y se enriqueció con otras, para el caso de efectos sobre la salud humana, como ejemplo, se subdividió en cancerígenos y no-cancerígenos.

El agotamiento de los recursos fue asumido como importante en el ámbito de las posibles consecuencias efectos ambientales para la mayoría de los estudios, sin embargo, hubo menos consenso en qué categorías debe ser incluido y cómo debe realizarse la caracterización. TRACI recomienda que estos agotamientos y las emisiones hayan de tenerse en cuenta de manera independiente dentro de cada fuente de energía. De manera similar las otras categorías de agotamiento de los recursos han sido seleccionadas y diseñadas para discriminar entre emisiones y los efectos de agotamiento asociados.

Otras consideraciones que se tuvieron en cuenta para el desarrollo de la metodología fueron: portabilidad y facilidad de uso, la coherencia con las orientaciones existentes y, por último, pero importante, minimización de los supuestos o las opciones de valor. Recordar que se ha desarrollado para su aplicación geográfica a E.E.U.U. y posee parámetros de entrada de configuración como son por ejemplo, la meteorología y la geología. Por ejemplo para categorías tales como la acidificación y smog modelos de formación detalladas estadounidenses empíricos, tales como los desarrollada por los EE.UU. National Acid Evaluación Programa de Precipitaciones (Shannon 1992) y la

California Air Resources Board (Carter, 2000), permitió la inclusión de los más sofisticados las categorías de impacto, Valores medios de Estados Unidos están disponibles cuando la ubicación de los datos de inventario no está disponible.

9.3.2 Uso del suelo, agua y ruido en TRACI

Contempla la categoría de impacto por uso de suelo y agua, pero unido a su referencia geográfica al ámbito USA, se descarta para el presente estudio comparativo.

9.4 IMPACT 2002+

9.4.1 Descripción del método

Con base científica en los trabajos de: Crettaz et al., 2002; Jolliet et al., 2004; Pennington et al., 2005; Rosenbaum et al., 2007 y 2006. Fue originariamente desarrollada por el Instituto Federal de Suiza Tecnología de Lausanne.

La metodología IMPACT 2002+ propone una implementación que combina *midpoint* y orientación al daño causado, relacionando los resultados del inventario del ACV con 14 categorías de *midpoint* á cuatro categorías de daño.

Si bien para la concepción de IMPACT 2022+ se desarrollaron nuevos métodos y conceptos, ha sido construido aprovechando las mejores aproximaciones existentes para asegurar que se ajuste lo más posible el valor final al daño real. Como singularidad dentro del daño humano se diferencia entre el causado por factores cancerígeno y no cancerígenos.

Los modelos para el estudio de los efectos en las categorías ecotoxicidad y toxicidad humana han sido desarrollados por IMPACT. En otras categorías, los métodos utilizados se han adaptado ó trasladado de Eco-indicador 99 (Goedkoop and Spriensma 2000), CML 2002 (Guinée et al. 2002), IPCC *list* (IPCC 2001), la USEPA ODP lista (EPA). Además de las bases de datos Ecoinvent (Frischknecht et al., 2003) y Raendly y Humbert (2011) para el agua.

Durante su desarrollo existió colaboración con los científicos encargados del método LIME y además algunas de las categorías *midpoint* han sido adaptadas de métodos de caracterización existentes, en concreto Eco-indicador 99 y CML 2002. Todos los resultados de *midpoint* están expresados en unidades referenciadas a una sustancia y relacionadas con una de las cuatro categorías de daño: salud humana, calidad ecosistema, cambio climático y recursos.

La versión básica presenta validez regional para Europa, y el desarrollo de Pennington et al., 2005 llevaron a cabo cálculos para espacios europeos bajo un modelo espacial basado en cuadrículas de 200*250 km. En cuanto a su validez temporal se basa en una modelización lineal independiente.

A nivel *midpoint* la unidad utilizada es el “kg sustancia de referencia equivalente”, lo cual representa la cantidad de una sustancia de referencia que es igual al impacto de la emisión considerada en la categoría de impacto objeto de estudio.

Respecto a las categorías *midpoint* destacar por lo que atañe al presente documento:

- Ocupación del suelo.
- Energía no renovable.
- Extracción mineral.

Resulta interesante la categoría de recursos por la adaptación del concepto de Müller-Wenk acerca de *surplus energy* agregándole MJ primary anda MJ *surpusenergy* para combustibles fósiles, y además se han desarrollado é introducido impactos directos para pesticidas.

A nivel *endpoint* se usan las unidades *DALY* para la salud humana, que representa la perdida de años de vida y calidad de la misma debida a los efectos; $PDF.m^2.yr$ para ecosistemas como representación de la perdida de especies por superficie y año; MJ como medida de energía para los recursos naturales.

Para la normalización del daño se usan los *points* que son igual a “persona.Yr” (persona por año). Un *point* representa el impacto medio en una categoría particular causado por una persona durante un año.

La normalización se lleva a cabo dividiendo el impacto (en las categorías de daño) por los respectivos factores de caracterización, cada uno de ellos representa el impacto total de una categoría particular dividido por la población total europea. (Humbert, 2012)

Los marcadores normalizados de daño se pueden obtener por dos caminos:

- Dividiendo por factores de normalización después de haber aplicado los factores de daño a las emisiones.
- Aplicando directamente factores de daño normalizados a las emisiones.

En cuanto a la ponderación no se ha desarrollado un modelo específico. La normalización se puede llevar a cabo en *midpoint* o en el nivel de daño. La metodología provee factores de caracterización para al menos 1500 sustancias diferentes.

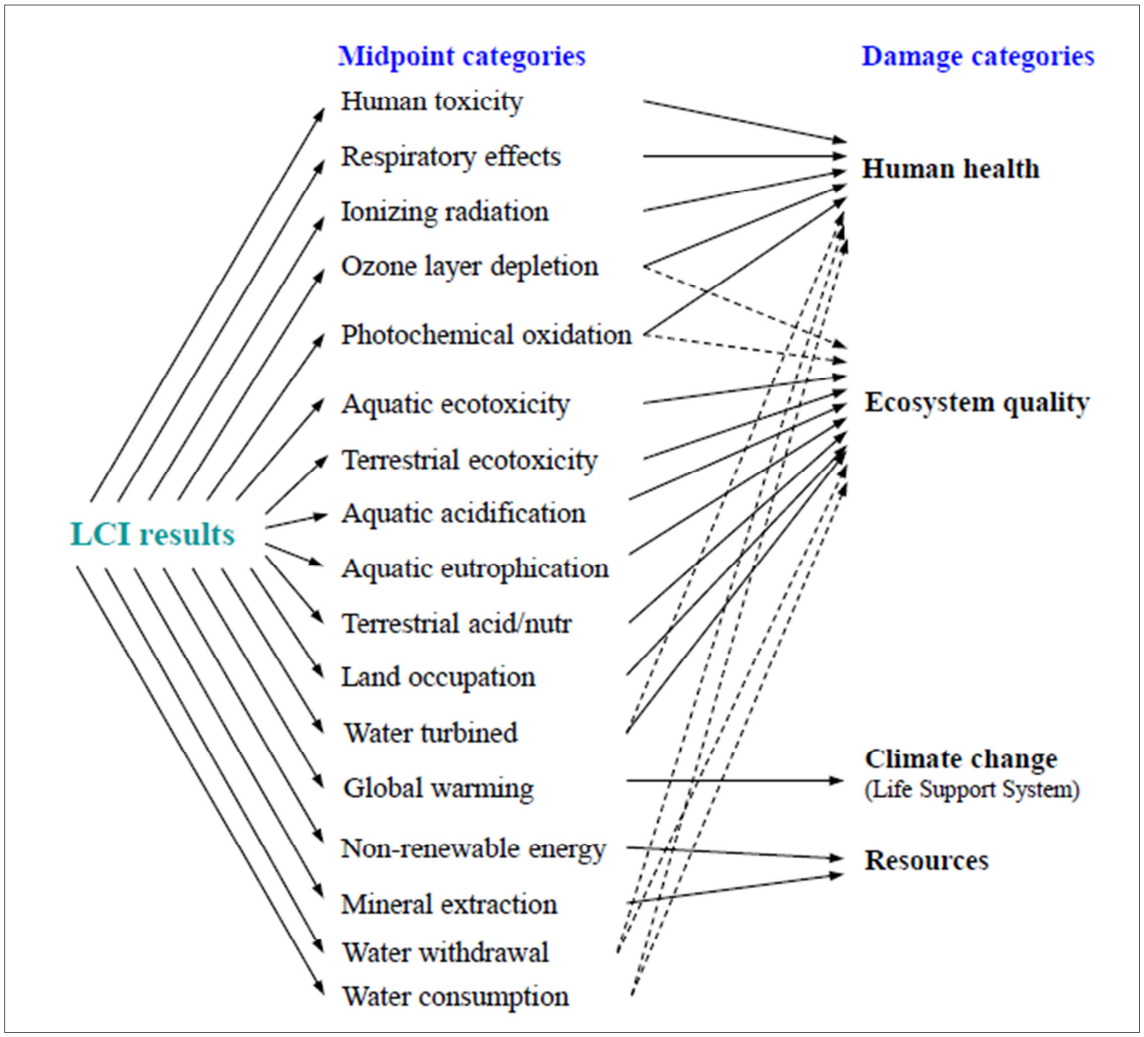


Ilustración 22. Esquema IMACT 2002+. Fuente EPFL (Humbert, 2012)

Es interesante la categoría calentamiento global, los factores de caracterización de *midpoint* (kg_{eq} CO2 en aire) han sido tomados de IPCC *list* (IPCC 2001) con un horizonte temporal de 500 años. Para el método constituye una categoría de daño por sí misma ya que desde el punto de vista de los autores es mejor que realizar la modelización del daño en las categorías de calidad ecosistema y salud humana. En consecuencia, se interpreta directamente a nivel *midpoint* y se ve como un daño a los sistemas de soporte a la vida.

9.5 Uso del suelo, agua y ruido en IMPACT 2002+

9.5.1.1 Suelo

Dentro de la categoría final de calidad del ecosistema se incluyen los caños causados por la ocupación del suelo.

El daño a la calidad ecosistema es 13.800 *PDF.m^2.yr/point* y está dominado por la ecotoxicidad terrestre (9500 *PDF.m^2.yr/point*) y la ocupación del suelo *PDF.m^2.yr/point*.

El daño causado por el uso del suelo se valora por la ocupación del mismo. Los factores de caracterización (en *PDF.m^2.yr/m^2.yr*) son tomados directamente de Eco-indicador 99.

Si bien Eco-indicador99 ofrece dos subcategoría dentro de uso de suelo, por una parte ocupación y por otra transformación, en el caso de Impact 2002+ solamente considera la ocupación.

Los factores de caracterización de *midpoint* (*m$^2_{eq}$org. Arable land*) han sido obtenidos dividiendo el factor de daño del tipo de suelo correspondiente por el factor de daño del tipo de suelo de referencia (*organic arable land. Yr*).

Aunque presenta unidades de *midpoint*, el impacto de esta categoría comúnmente es expresado directamente en unidades de daño (*PDF. M^2.yr/ m^2.yr*).

Como indica Eco-indicador 99 los factores de daño están basados en observaciones empíricas del número de especies de plantas por tipo de suelo. Se incluyen dentro de estas observaciones todos los efectos, incluso los debidos a las emisiones. Por lo tanto para evitar doble contabilización a las categorías de ecotoxicidad, acidificación y eutrofización por fertilizantes, solamente las emisiones que abandonen el suelo por algún mecanismo deberán ser tenidas en cuenta en la realización del inventario inicial.

En cuanto al impacto del consumo de agua, la última versión contempla la cantidad de agua a nivel *midpointwater withdrawall* (consumo de agua) que es necesaria para el ciclo evaluado, a excepción del *water turbined* que tiene su propia categoría. En categoría está incluida el agua consumida, de riego, para procesos industriales, ya sea su origen agua dulce ó salada.

El daño causado por el consumo de agua va asociado a la localización, lo cual reconoce la propia metodología hace difícil su valoración a daño final y no tiene asociado factores de daño para hacer el paso a categorías finales. Se valora el agua a nivel *midpoint* como un indicador en m^3.

9.5.1.2 Agua

El método recoge que una primera aproximación para trasladar el impacto del consumo de agua a *endpoint* consistiría en utilizar el 5% de los factores caracterización de Pfishe et al (2009) para el agua consumida, para hacer la transformación a daño causado a la calidad del ecosistema.

9.5.1.3 Ruido

No contempla la categoría de ruido, ni sus posibles impactos.

9.6 ReCipe

9.6.1 Descripción del método

Se trata de la actualización de las metodologías Eco-indicator99 y CML 2002. Integra de forma consistente las metodologías *endpoint* y *midpoint*. Todas las categorías de impacto han sido actualizadas y redefinidas para lograr una integración óptima. Es un método armonizado para la modelización de las opciones, ofreciendo resultado de *midpoint* y *endpoint*. Para lo cual se analizaron las similitudes y diferencias entre los enfoques principales que se plantean para un ACV. (Mark Goedkoop, Reinout Jeijungs, Mark Huijbregts, An de Schryver, Jaap Struijs, Rosalie Van Zelm, January 2009).

El nombre ReCipe corresponde al acrónimo de las iniciales de los institutos que fueron los principales contribuidores al proyecto para su desarrollo: RIVM and Radboud University CML and PRéConsultants.

Todos los factores, tanto de *midpoint* como *endpoint*, son calculados como base de un cambio medioambiental causa-efecto, a excepción de las categorías uso de suelo y recursos. Para la primera parte del ACV cuando se realiza la elección y caracterización de las categorías de impacto é indicadores, los modelos se desarrollaron para poder convertir los resultados del ICV en los resultados indicador de categoría de acuerdo a dos enfoques principales:

- El método de línea base propuesto en el Handbook LCA (Guinée J., 2009)CML, un enfoque *midpoint*.
- El método desarrollado como Eco-indicador 99 (Goedkoop, M., Spriensma, R, 2001)con enfoque a los *endpoint*.

Presenta una validez regional a nivel de Europa y para el tiempo presente.

Presenta el uso de mecanismos de cálculo medioambiental para la normalización y el pesaje, contemplando 30000 sustancias.

Recipe establece dos categorías de impacto con categorías asociadas a factores de caracterización, 18 categorías de impacto a nivel *midpoint*.

Estas categorías se convierten y agregan hasta quedar reducidas a tres categorías de impacto a nivel *endpoint*. Pudiéndose escoger diferentes perspectivas: individualista, igualitaria…

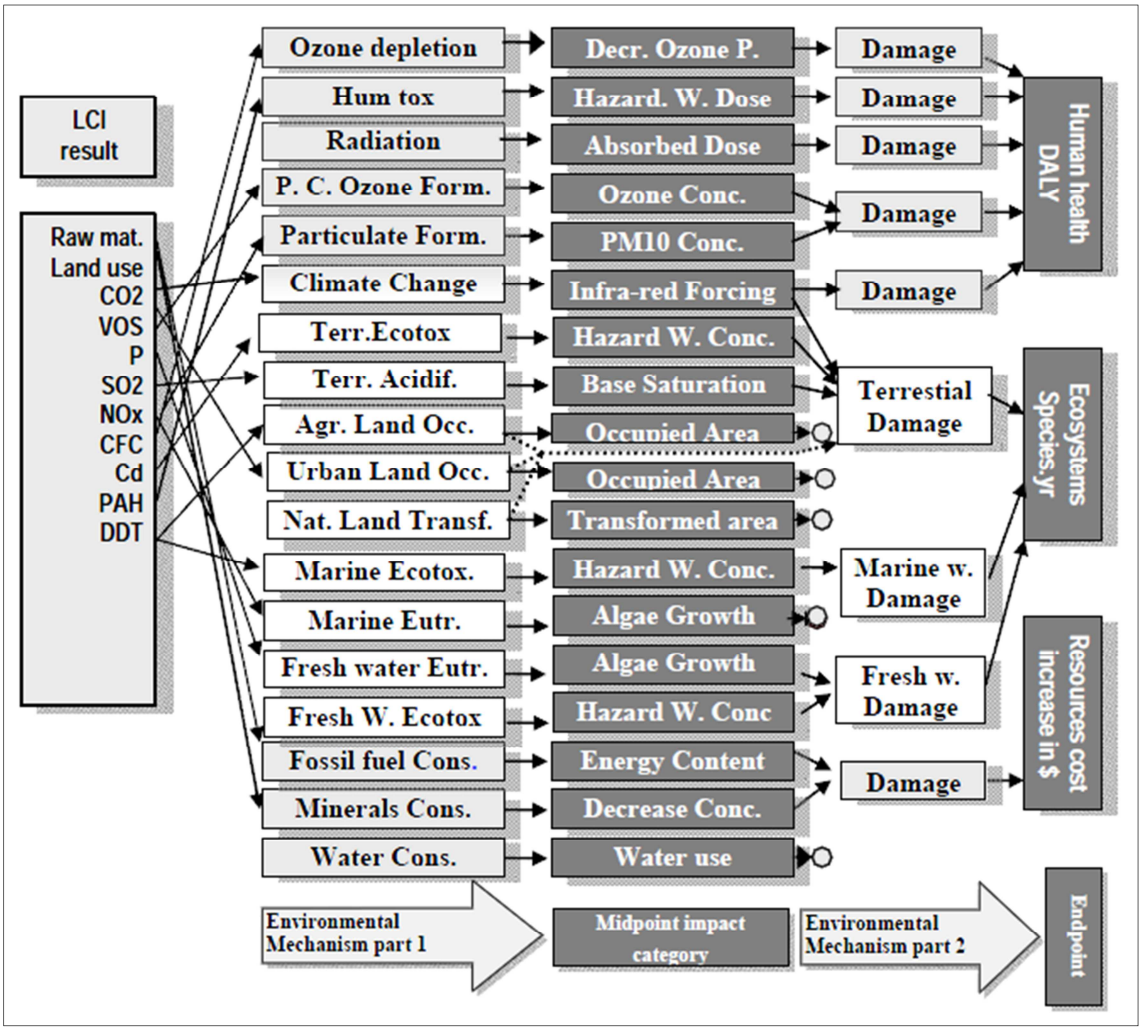


Ilustración 23. Esquema ReCipe. Fuente Recipe 2008. (Mark Goedkoop, Reinout Jeijungs, Mark Huijbregts, An de Schryver, Jaap Struijs, Rosalie Van Zelm, January 2009)

Destacar, como se puede observar en la ilustración previa, los impactos:

A nivel *midpoint*.

- Ocupación suelo agricultura.
- Ocupación suelo urbano.
- Transformación suelo.
- Agotamiento recursos combustibles fósiles.
- Agotamiento recursos agua (sin conexión directa a nivel *Endpoint*).
- Agotamiento recursos minerales.

Y a nivel *endpoint*:

- Human health*(DALY*).
- Calidad ecosistema (*PDF m2 año*)
- Recursos (*supluscost*).

La ponderación dentro de la metodología se ha desarrollado como un proyecto aparte basada en tres métodos, lo cual hace la metodología consistente en su concepción.

Destacar que dentro de la categoría de impacto uso del suelo se hace una distinción para la agricultura intensiva.

9.6.2 Uso del suelo, agua y ruido en ReCipe

9.6.2.1 Suelo

Contempla tanto la ocupación durante un cierto tiempo, como la transformación de una cierta área de tierra; la cual puede ser que se transforme y ocupe, ó que sea un área previamente transformada.

En la transformación el daño se puede medir como el tiempo que necesitará para recuperar las especies iniciales una vez finalizada la ocupación/transformación a su estado original.

La caracterización *Midpoint* se hace de acuerdo a la metodología CML (Guinée et al., 2002), pero introduciendo tres categorías de *midpoint* en lugar de solamente una como sucede en CML, ver siguiente tabla:

Midpoint impact category	CF	LCI	With:
Agricultural land occupation (ALO)	$CF_{agr}= 1$	$A_{o(agr)} \cdot t$	$A_{o(agr)}$ the amount of agricultural area occupied (in m2) and t the time of occupation in years.
Urban land occupation (ULO)	$CF_{urban}= 1$	$A_{o(urban)} \cdot t$	With $A_{o(urban)}$ the amount of urban area occupied (in m2) and t the time of occupation in years.
Natural land transformation (NLT)	$CF_{trans}= 1$	$A_{o(trans)} \cdot t$	With $A_{o(trans)}$ the amount of transformed area (in m2) and t the time of occupation in years.

Ilustración 24. Factores de Caracterización Midpoint ocupación suelo. Fuente ReCipe 2008 (Mark Goedkoop, Reinout Jeijungs, Mark Huijbregts, An de Schryver, Jaap Struijs, Rosalie Van Zelm, January 2009)

Para el cálculo del valor *midpoint* sólo es necesario conocer la superficie y el tiempo. No se diferencia tipo de suelo, de esta forma se eliminan las incertidumbres. Mientras que a nivel *endpoint* se asume cierto grado de incertidumbre y se implementa la diferenciación por tipo de suelo utilizado.

A nivel *Endpoint* ofrece dos tipos de indicadores, por ocupación y por transformación del suelo.

El indicador *endpoint* para la ocupación de suelo es el "*Potential Disappeared Fraction*" (PDF) *of especies"*. El daño se calcula como el producto del citado factor por el valor del LCI en (m2*yr) y por la densidad especies.

Por su parte el indicador *endpoint* para la transformación es PDF*Yr y la densidad especies SD, donde el tiempo es el necesario para la restauración del suelo a su estado original. El daño se calcula como el producto de este factor por el valor del LCI (ICV) expresado en $m^{2.}$

Apuntar que no está establecida la relación entre los indicadores de impacto uso de suelo a nivel *midpoint* y *endpoint*. Si bien a nivel *midpoint*s se establecen tres categorías como se mencionó anteriormente.

Aparece el concepto de densidad de especies (SD) que influye de forma determinante sobre el PDF de especies, también recibe la denominación de "thebio-geographicaltheory of McArthur and Wilson (1967)". Esta relación describe el número de especies presentes en un área de suelo determinada:

$$S= c* A^{z}$$

Donde "c" es el factor de riqueza de especies

"z" es el factor acumulativo de especies.

"A" es el área en m^2 y "S" define el número de especies de plantas que hay.

Los factores "c" y "z" son específicos para cada tipo de suelo, mientras el factor "z" es a su vez dependiente del tamaño del área. Esta relación complica el modelo que determina el número de especies existentes y en consecuencia afectadas en un área determinada de suelo para un tamaño concreto. Ya que no se puede relacionar directamente un cierto tipo de suelo a un número de especies porque el mimo dependerá también del tamaño del área de terreno afectada.

Los datos para la obtención de los referidos factores están obtenidos de los siguientes estudios, consistentes en observaciones:

- Crawley (2001): análisis de la variabilidad de los factores acumulación especies en diferentes tamaños de áreas de suelo en UK. Suministra valores de "c" y "z" pero para un número limitado de tipos de suelo.
- CS2000: proporciona datos acerca del número de especies para diferentes tipos de suelo en UK.
- Köllner (2001): ofrece valores de "c" para un rango de tipos de suelo en Suiza, pero asumiendo un valor fijo de "z=0.21", independientemente del tipo de suelo afectado.

En referencia a la ocupación se establece el impacto en el número de especies existentes por el uso continuo del suelo.

El método modeliza y calcula los efectos debidos a la ocupación del suelo a nivel local y regional, es decir los ocurridos en la propia área de suelo ocupada y los efectos que tiene sobre las zonas de la misma región a la que pertenece este área.

Transformación es combinación de las especies perdidas sobre el tiempo en el que ocurre la pérdida, es decir se combinan dos procesos: conversión y restauración si bien entre el momento de conversión y el de restauración se suele establecer un periodo de ocupación.

Basados los cálculos matemáticos y factores en Crawley (2001), CS2000 (U.K.) y Köllner, 2001.

Factor positivo: de suelo natural a – no natural.

Factor negativo: de suelo no natural- a suelo natural.

En el caso de utilizar Ecoinvent, divide la transformación en dos estados, uno previo a la transformación y otro posterior, definidos separadamente en dos LCI puntos datos y el resultado final será resultado por la adición de ambos estados de transformación:

Transformación de x ---------- y.

Considera la tierra denominada como Genérica *(Unkown)* como una media, teniendo en cuenta el hecho que el 61% de todo el suelo es no natural y el 39% es natural, y se obtiene los factores de caracterización:

Transformación de no natural, a genérico: -0.4.

Transformación a no natural, desde genérico. 0,4.

Land use type	PDF. m^2. yr (H)	PDF. m^2. yr (E)	PDF. m^2. yr (I)	LTP [yr] (H)	LTP [yr] (E)	LTP [yr] (I)
transformation, from forest	130	260	110	3.59E-06	1.52E-06	4.95E-14
transformation, from tropical rain forest	4290	13000	3630	1.79E-04	5.01E-05	2.48E-12
transformation, from unknown*	51	5070	43	7.00E-05	5.93E-07	9.66E-13
transformation, from *'any type of non-natural land'*	0	0	0	0	0	0
transformation, to forest	-130	-260	-110	-3.59E-06	-1.52E-06	-4.95E-14
transformation, to tropical rain forest	-4290	-13000	-3630	-1.79E-04	-5.01E-05	-2.48E-12
transformation, to unknown*	-51	-5070	-43	-7.00E-05	-5.93E-07	-9.66E-13
transformation, to *'any type of non-natural land'*	0	0	0	0	0	0

*Calculated as mixed forest multiplied with 0.4.

Tabla 1.ReCipe. Factores de daño por transformación del suelo, según su tipo.

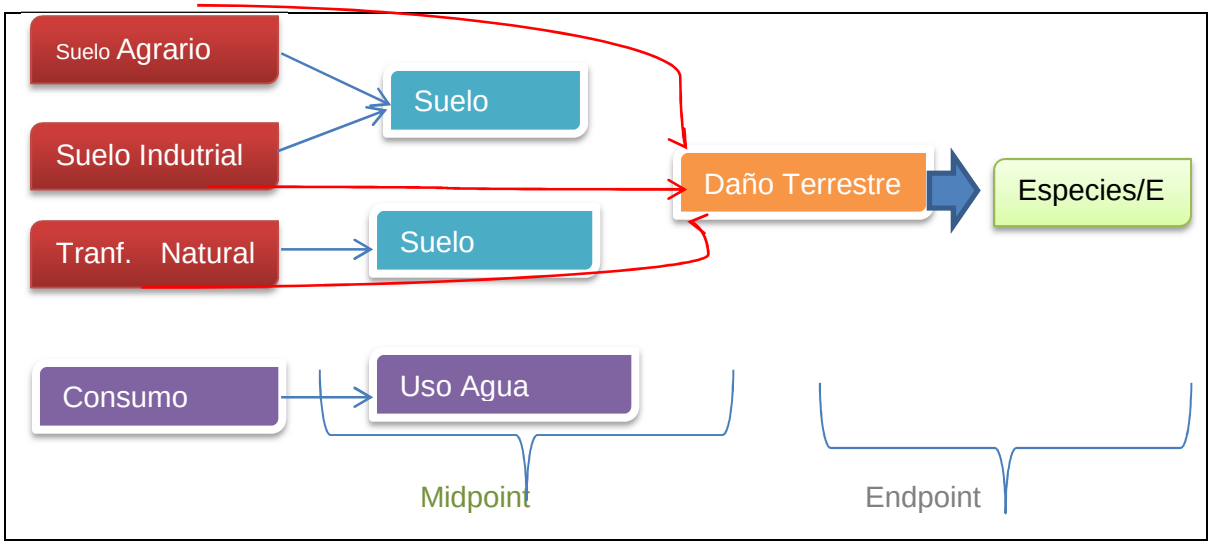


Ilustración 25. Esquema modelización agua y suelo (midpoint-endpoint). ReCipe.

El indicador *midpoint* no puede ser usado directamente en la metodología *endpoint*, A nivel *midpoint* no se consideran diferentes usos del suelo, lo cual si ocurre en el nivel *endpoint*.

El indicador *endpoint* para el uso del suelo es el resultado de combinar los efectos sobre el número de especies antes y después de la transformación y el tiempo necesario para la recuperación.

9.6.2.2 Agua

Considera la categoría de "*water use*" en la cual se valora el consumo de agua en el ciclo de vida pero únicamente a nivel *midpoint* en m^3, sin una transposición a *endpoint*. Me aporta poca información, ya que no me da información del daño que causa, no valora la localización geográfica de la demanda en función del recurso existente.

9.6.2.3 Ruido

No considera ninguna categoría que incluya este efecto.

9.7 Otras metodologías EICV

9.7.1 LIME

Desarrollada en Japón con la colaboración de expertos de todo el mundo y optimizándola en su desarrollo para su aplicación particularizada para Japón, con soporte científico aportado por Itsubo et al., 2004, Hayashi et al., 2000, Hayashi et al., 2004, Hayashi et al., 2006.

Es una combinación de metodología *midpoint* y *endpoint*, desarrollando una lista de *midpoint* (caracterización) y *endpoint* (daños), pero haciendo un pesaje adaptado a las

condiciones medioambientales y de entorno de Japón, con lo cual en su aplicación a aquel país se logra una mayor exactitud de los resultados. Pero a la vez hace que su validez se centre en Japón, a excepción del impacto en la categoría de calentamiento global y agotamiento de la capa ozono, siempre con una validez temporal referida al presente y cubriendo unas 1000 sustancias. No necesita normalización, ni ponderación.

Parece interesante con respecto al presente documento el hecho de recoger los siguientes impactos *midpoint*: Uso del suelo y ruido.

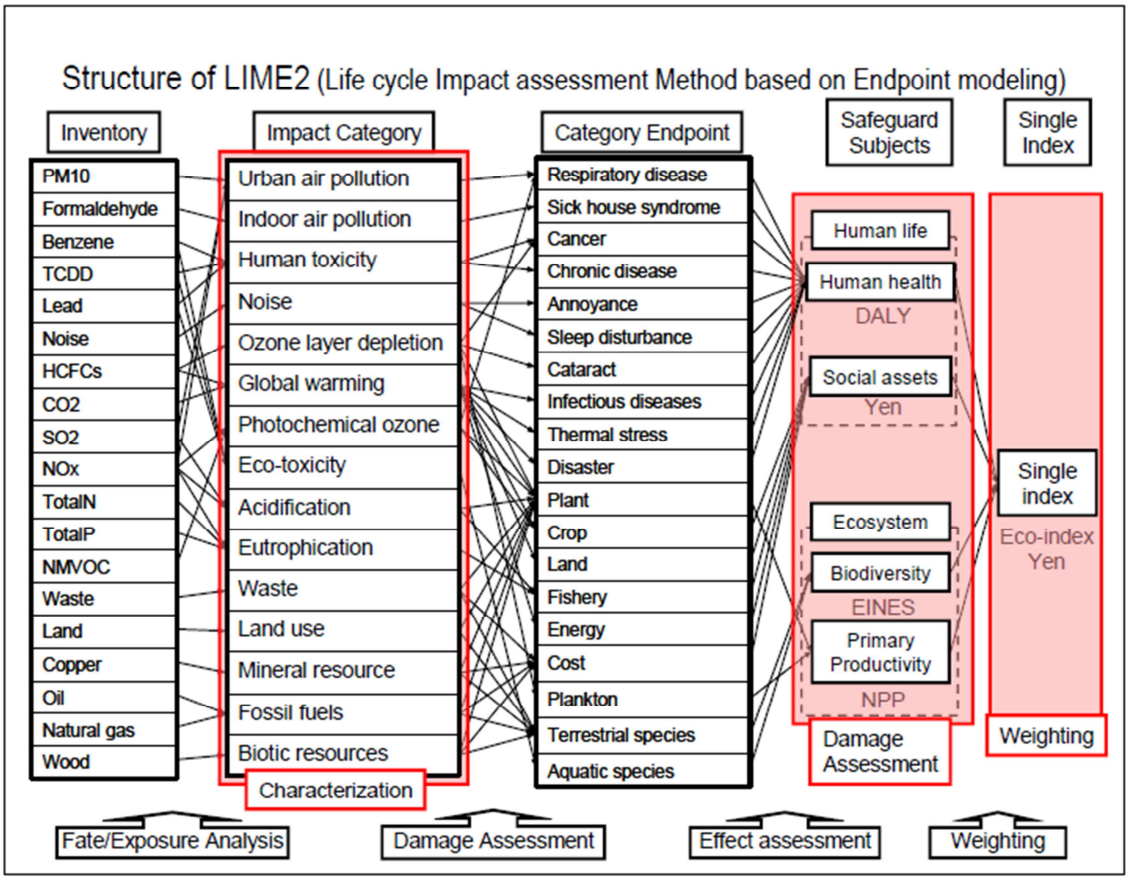


Ilustración 26. Esquema LIME. (Joint Research Centre, 2010)

Su gran ventaja, la adaptación a las características y singularidades locales de Japón, es a su vez su gran inconveniente para el uso en otras localizaciones diferentes a la japonesa.

Otros puntos interesantes de la metodología a resaltar son:

- El daño al ecosistema se mide ó captura por dos vías: biodiversidad y productividad.
- Dentro del indicador de daño a la biodiversidad, se incluye la medición de riesgo de desaparición de especies.

Pero debido a su concepción para el área geográfica de Japón no se considera útil para el presente estudio.

9.7.2 Ecopoints 2006

El método Ecopoints 2006 (Brand et al., 1998, Müller-Wenk, 1994, Ahbe et al., 1990, Frichknecht, 2006) ha sido desarrollado para el caso de Suiza bajo la metodología a nivel *endpoint* y por indicadores distancia al objetivo de políticas gubernamentales en temas medioambientales. Si bien está desarrollado para Suiza, existe alguna versión adaptada a otra localización geográfica, como la JEPIX para el caso de Japón.

Es interesante el impacto de consumo de agua considerado, su ponderación se basa en el llamado "*water pressure ndex*" publicado por OEICD. En cuanto a la valoración de los impactos asociados a la ocupación del suelo, se caracterizan junto con la potencial pérdida de biodiversidad basándose en el trabajo de Thomas Köllner (Köllner, 2007).

9.7.3 MEEuP

Desarrollada pensando en el Eco-diseño de los llamados energy-usingproducts, con la finalidad del etiquetado CE bajo la directiva 2005/32/EC, con bibliografía de Kemma et al., 2005.

Se trata de una metodología ACV a nivel *midpoint* de validez temporal presente y como puntos destacados mencionar la consideración que hace del impacto asociado al consumo de agua; tanto agua de proceso como de enfriamiento. Y por otra pare también valora los requisitos que el proceso hace de energía en MJ primaria, de acuerdo a las directivas de la CE ó acuerdos internacionales.

Merece ser mencionado por la consideración que hace de la categoría de impacto consumo de agua.

9.7.4 EDIP 2003

Método para el desarrollo de ACV que ha sido desarrollado a partir de la versión de 1997, bajo la etiqueta EDIP97, es una metodología de impactos a nivel *midpoint* y de valoración por distancia al objetivo. Fue desarrollado por Hauschild and Potting (2005). Si bien es de aplicación global, en términos regionales, está basado en medias europeas y en datos de inventarios de emisiones pasadas, con una validez temporal para el presente

Se menciona en este apartado por incluir una categoría de impacto no contemplado en otras metodologías a nivel *midpoint*, el impacto consecuencia del Ruido.

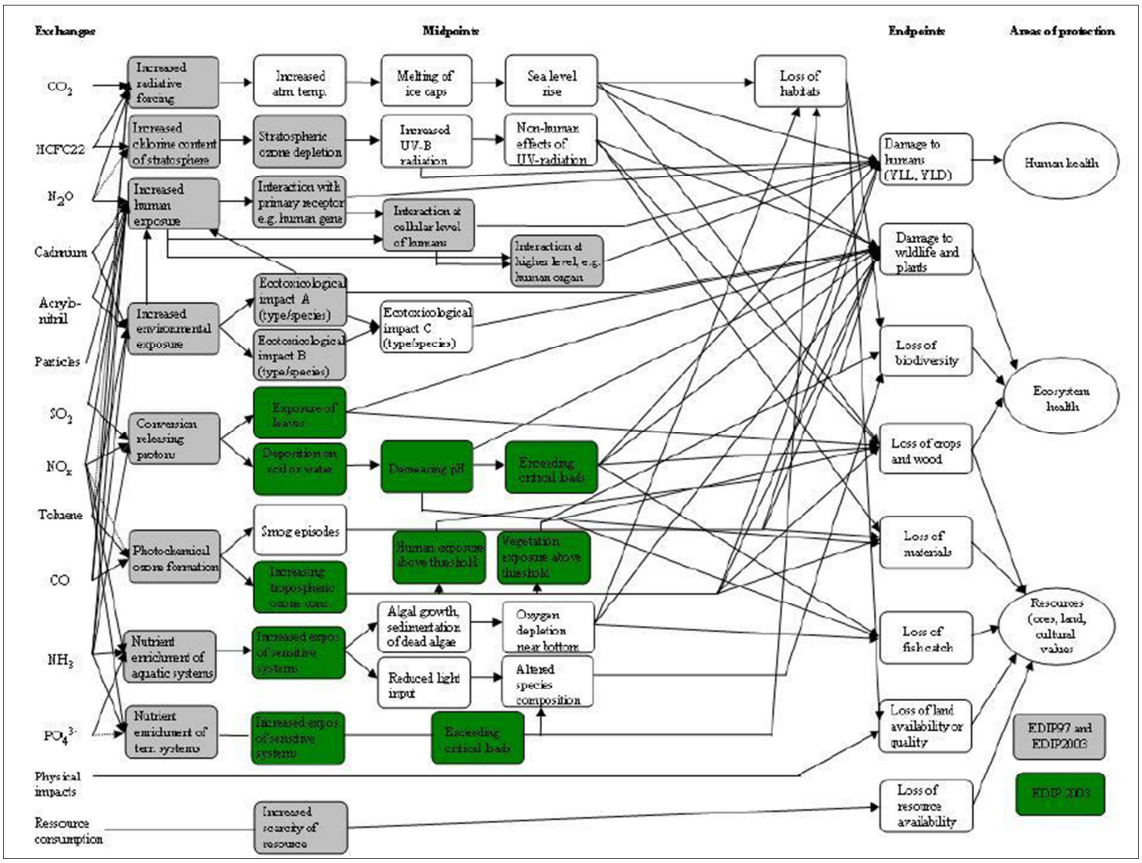


Ilustración 27. Esquema EDIP 2006.(Joint Research Centre, 2010)

9.8 Revisión uso del suelo

Siendo ésta una de las categorías de mayor importancia para poder definir la sostenibilidad de una actividad, no existe un consenso definido sobre que indicadores son los más adecuados para su evaluación ó cálculo. Existen diferentes estudios que constatan la perdida de ecosistemas ó especies como consecuencia de la conversión del uso del suelo para actividades agrícolas, expansión de áreas urbanas ó industriales (UNEP, 2003). Y si bien hay indicadores sobre la pérdida de biodiversidad, como expone Weidema et al. (2001) sería necesario el establecer otros que midan los cambios en la calidad del suelo, fertilidad, ciclos hidrológicos… como consecuencia de su uso ó cambio del mismo.

En las metodologías evaluadas se ha podido observar dos valoraciones diferentes según la fase de ACV. Por una parte a nivel *midpoint* se hace un acercamiento al daño desde el punto de vista de "volumen de suelo" expresado en m^2 que ocupo del mismo, tanto en Impact 2002+, CML 2001, ReCipe. En el caso de Eco-indicador99 no tengo este dato, ya que la metodología está orientada hacia *endpoint* exclusivamente. Con este dato sin más

información en la mayoría de los casos no me indica aporta gran información para la toma de decisiones.

A nivel *endpoint* se observa que Impact 2002+ valora únicamente la ocupación de suelo, no serviría para todos aquellas actividades en las que el uso de suelo tenga un peso importante y además conlleve una transformación del mismo, como sucede en la agricultura en zonas tropicales. A nivel de ocupación los resultados deberían ser similares a Eco-indicador 99 (EI99) ya que los factores de caracterización están tomados de éste.

Para Eco-indicador 99 existe una diferencia entre ocupación y transformación y se basa al igual que ReCipe en la fórmula matemática que me proporciona la densidad de especies por superficie, pero simplifica la misma considerando sólo la riqueza del área y despreciando el peso de la relación área y número de especies (factor acumulación especies), valora que el factor de acumulación "z" es relativamente alto para los suelos no naturales en relación con el valor de los naturales. Basando ésta decisión en estudios de Köllner.

Una crítica recogida en bibliografía en cuanto a EI99 y el uso del suelo "Los resultados del método Eco-indicador 99 no son satisfactorios para este estudio. Por ejemplo, los efectos de uso de tierras en un área de cultivo en Suiza tiene el mismo valor que la de un cultivo tropical en un campo del bosque tropical. [Köllner, 2007]."

Según el proyecto desarrollado por Dutch Ministry of Infrastructure and Environment por medio de CE (Delft) para evaluar que indicador ó metodología sería la más adecuada para relacionar m2 de tierra usada para actividades económicas con biodiversidad la conclusión fue que la metodología Recipe sería la más adecuada. (CE Delft).

Esto se debe a que la categoría de uso del suelo se encuentra basado en el modelo suizo, basada en el trabajo de Köllner (2001), esta aproximación al impacto sufrido por la ocupación ó uso del suelo se ha actualizado en la metodología ReCipe, si bien la parte positiva que presenta esta metodología respecto a este impacto es su sencillez de aplicación."

Otra observación que se hace sobre EI99 es que en ciclos donde predominen los procesos agrarios, la categoría ecosistema se ve dominada por los impactos debidos al uso del suelo.

ReCipe no aporta nada nuevo en relación a la transformación del suelo a nivel *midpoint*, hace la modelización según el modelo que utiliza EI99, pero en este caso contempla de forma completa la relación entre el tamaño del área y la riqueza de especies de la misma

para el cálculo de la densidad de especies. En consecuencia el valor final debería ser diferente a Eco-indicador 99.

De todo lo anterior se concluye que la ocupación del suelo en los modelos analizados representa un punto conflictivo, está basada en un modelización matemática basada en observaciones, que estos estudios están centrados en áreas geográficas particulares, globalmente hablando (UK, Suiza, Alemania) y que luego se aplicarán en Malasia ó Brasil.

Los tipos de suelo son limitados y se reducen a muy pocas tipologías si nos paramos a mirar los valores de los factores que se les asignan. En muchos casos tendremos problemas a la hora de asignar el suelo real a una de las tipologías tabuladas en las metodologías. En ReCipe prácticamente tenemos bosque ó el llamado *unkown*. En el caso de Eco-indicador 99 hay un rango más amplio de tipologías de suelo, pero si se observan los valores asignados a cada uno de ello, en realidad está simplificado a cuatro tipos. Debido a que los factores de muchos de ellos son los mismos y se reduce a los siguientes: 34.38, 3.3, 25.16, 28.76 *PDF.m^2.yr/m^2*. Y parece poco abanico de opciones considerando que deberá ser aplicado a toda la tipología existente globalmente. Podría llevar a pensar en un cierto grado de incertidumbre en los resultados obtenidos si esta variable (suelo) tiene un peso determinante en el proceso total del ciclo de vida analizado.

9.9 Revisión categoría consumo de agua

Si bien el ACV es una potente herramienta de cálculo de impactos ambientales, el consumo de agua no es una de sus partes más desarrolladas, las bases metodológicas como consecuencia posiblemente de su desarrollo en países industrializados donde el problema de la escasez del agua no era un problema inminente no le dieron la importancia adecuada ya que se suponía que el agua dulce es el único recurso abiótico natural que es renovable y finito, al mismo tiempo. Aspecto éste último que debido a la creciente demanda se ha tomado consciencia de que no es correcto.

En todo caso, la mayoría de los estudios de ACV y bases de datos que reportan los flujos de agua primaria simplemente se adhieren a la entrada total de agua usada, algunos de determinar la fuente de agua (por ejemplo, la base de datos Ecoinvent) dejando de lado las salidas de agua del sistema de ACV. Además, dispone de ninguna base de datos LCA informa constantemente las entradas y salidas de agua para cada conjunto de datos incluidos. La estricta diferenciación entre la utilización y el consumo de agua dulce en el inventario es igualmente importante porque permite dar cuenta de las pérdidas de

disipación que indican el grado en que los usuarios intermedios, tanto los seres humanos y los ecosistemas, puede ser privado de agua dulce. (Annete, 2008).

En la realización de un EICV, sería importante relacionar las variables cuantitativas del uso del agua con las cualitativas de los flujos (por ejemplo, el uso de agua regenerada para riego agrícola). Si bien en los más recientes métodos de ACV se recogen posibles alteraciones por agentes químicos del agua (por ejemplo, CML 2001, Eco-indicador 99; IMPACT 2002 +; Recipe de 2008; Koehler 2006).

Los métodos de modelado para el recurso agua dulce no han avanzado aún lo suficiente y si bien lo contemplan la mayoría de las metodologías para ACVpor ejemplo: CML 2001, Eco-indicador 99; IMPACT 2002 +, han considerado los recursos de agua dulce para ser no agotable y por lo tanto no está modelado el hecho de ser un recurso (el agua dulce) agotable. Por el contrario, los factores operacionales de caracterización para el consumo de agua dulce se dan en los métodos basados en exergía que representan para la industria química y el contenido de exergía potencial de agua dulce (Bosch et al 2007 (CExD). Dewulf et al 2007 (CEENE)). Únicamente, el método suizo, la escasez ecológica 2006 (Frischknecht et al. 2008) hasta el momento cuenta con ecofactores diferenciados para el uso de agua dulce, la asignación de mayores pesos relativos a las regiones de la escasez de agua elevada. Todos estos métodos, sin embargo, se limitan a la evaluación de los impactos sobre el recurso de agua dulce en sí y su agotamiento. No entran en proporcionar modelos que cuantifiquen el impacto de los daños y perjuicios en la salud humana y los ecosistemas y por lo tanto caso omiso de toda la gama de efectos ambientales. (Annete, 2008).

De las metodologías analizadas anteriormente ReCipe contempla el consumo de agua, tiene en cuenta la importancia del recurso natural agua, y que la extracción del agua en áreas áridas puede causar graves daños tanto al ecosistema como a la salud humana, que es un producto que no puede transportarse grandes distancias de forma fácil por el excesivo coste asociado que esto provocaría. Pero no hay modelos disponibles para expresar el daño a nivel *endpoint* en la metodología. Incluye un indicador a nivel *midpoint* pero que únicamente expresa la cantidad de agua utilizada ó consumida por el proceso, producto ó servicio.

Por su parte Impact 2002+ también considera el consumo de agua pero lo hace igualmente a nivel *midpoint* en m^3, sin asignarle modelización a daño. Tampoco se está considerando la ubicación geográfica de la demanda de agua en el ciclo, no es igual consumo de 1 m^3 en una zona tropical que en una árida.

Eco-indicador 99 no contempla el consumo de agua como tal categoría.

Otra metodología que tiene en consideración este insumo es MEEup, la cual valora a nivel *midpoint* el impacto asociado al consumo de agua; tanto agua de proceso como de enfriamiento. Y por otra pare también valora los requisitos que el proceso hace de energía en MJ primaria, de acuerdo a las directivas de la CE ó acuerdos internacionales.

En consecuencia en un estudio en el que el impacto por consumo de agua sea de un peso específico importe, y los resultados que me lleven a tomar una decisión sean los indicadores finales, estaré cometiendo un error importante al no contemplar este insumo en la evaluación del ciclo de vida. Se puede apuntar como un punto de importancia a mejorar por las metodologías y a considerar siempre la situación geográfica del consumo. Para el caso de procesos que contengan por ejemplo procesos de agricultura (como es el de los biocombustibles) ó procesos industriales que hagan uso intensivo de la misma, tendría un pesaje relevante en el resultado final del ACV.

Otra forma de evaluar el impacto asociado al consumo de agua es la Huella Hídrica, descrita en el capitulo 7.3. La huella hídrica es una herramienta de sostenibilidad ambiental, específica para evaluar el uso y consumo del agua, pero que es complemento de otras herramientas o metodologías como el Análisis de Ciclo de Vida, por ejemplo, que permitiría tener una visión holística de los problemas ambientales asociados a los biocombustibles en relación con los combustibles fósiles u otras alternativas de uso de energías más limpias o energías renovables. (Civi, B. M.t et al., 2011).

9.10 Revisión categoría Ruido

Se ha detectado un vacío total y falta de consideración de los posibles efectos causados por la contaminación acústica, tanto sobre la salud humana como en las especies animales de las regiones afectadas. Los procesos productivos, agrarios están constituidos por tareas que generan una serie de emisiones acústicas a diferentes zonas habitadas por especies animales y la alteración del hábitat natural podría verse afectada, provocando unos daños finales.

Las principales metodologías no contemplan la categoría de impacto por ruido y ofrecen un indicador del impacto provocado por el mismo. Si está contemplado en las metodologías EDIP 2003 y la japonesa LIME. Otra alternativa es alguna de las metodologías específicas descritas en el apartado 12.3.2.

10 Caso ejemplo: biocombustibles

Se ha escogido, tal y como se ha indiciado en el capitulo objetivos, a los biocombustibles como caso ejemplo sobre el que realizar la pruebas para el estudio de la confiabilidad. El caso presentado es interesante por la calidad de sus datos y por el propio interés del problema. Aunque se utilizaran los datos contenidos en la base de datos Ecoinvent 2.2 se considera conveniente realizar una introducción a la materia, a lo que se dedica este capítulo

10.1 Los biocombustibles

“Los biocombustibles son combustibles líquidos o gaseosos producidos a partir de biomasa, entendiendo por tal la materia orgánica biodegradable y que no se encuentra en estado fósil, y que generan energía mediante un proceso de transformación (fermentación alcohólica, ácidos grasos o descomposición anaeróbica). Los biocombustibles se utilizan, mayoritariamente, en el sector del transporte como:

- Biodiésel: producido a partir de la reacción de los aceites vegetales o grasas animales con alcohol.
- Bioetanol: se produce a partir de la fermentación de materia orgánica con altos contenidos en almidón (como cereales, caña de azúcar y remolacha).
- Biogás: es un gas compuesto principalmente por metano, formado por la degradación de materia orgánica.

El uso de los biocombustibles ha sido propuesto como la solución para reducir las elevadas emisiones de CO2 que provoca el sector del transporte y la sustitución de los carburantes de origen fósil, aunque también han surgido algunas voces críticas sobre la proliferación de este recurso energético”. (Carrera, 2010).

Según la definición dada por el IDAE (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía), la biomasa es el “Conjunto de materia orgánica, de origen vegetal o animal y los materiales que proceden de su transformación natural o artificial. Incluye los residuos procedentes de las actividades agrarias, de la silvicultura, y de las industrias conexas,

como la pesca y la acuicultura, y de los residuos industriales y municipales, además de los cultivos energéticos agrícolas y forestales" (IDAE, 2007).

Para la Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR) la biomasaes "todo material de origen biológico, excluyendo aquéllos que han sido englobados en formaciones biológicas sufriendo un proceso de mineralización. Entre estos últimos destacan el gas, el petróleo y el carbón" (AENOR, 2003).

Los componentes principales de la biomasa son lípidos e hidratos de carbono. La energía acumulada en sus enlaces, puede ser liberada por combustión o por transformación a otros componentes como alcoholes o hidrocarburos. Las plantas fijan CO2 de la atmósfera a través de la fotosíntesis. Por ello, el CO2 emitido en la combustión de la biomasa no se contabiliza como emisiones. Esa es la razón por la que se considera que, la combustión de biomasa, no contribuye al efecto invernadero.

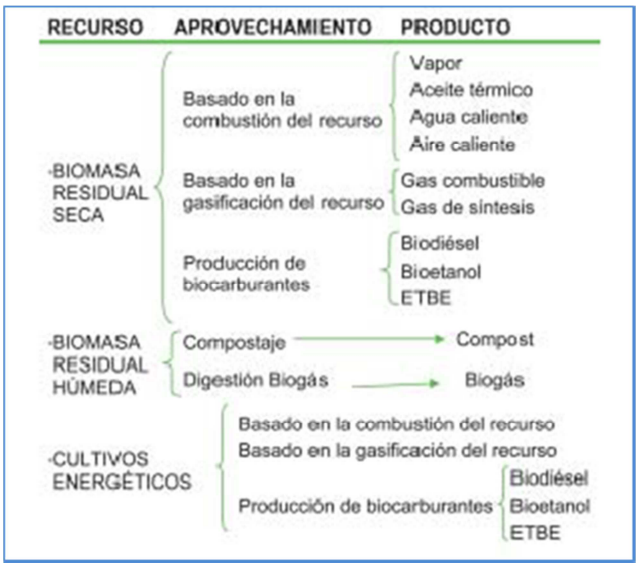


Ilustración 28.Esquema tipos de biomasa. Fuente Fenercom

El Transporte por Carretera es un factor clave para el desarrollo social y económico y la comunicación entre las distintas regiones geográficas. Sin embargo, tiene como contrapartida un elevado consumo energético y altos niveles de emisión de gases de efecto invernadero, si bien en los últimos años la tecnología ha mejorado las emisiones y consumos de los motores de gasolina y diesel; las políticas ambientales a nivel mundial y los propios recursos naturales exigen el desarrollo de alternativas viables a los mimos, y en esta línea se encuentran los biocombustibles. Hay que tener presente que el transporte representa el 20% del uso global de energía y es el responsable del 23 % de emisiones de CO_2 con origen energético. Los combustibles de biomasa (conocidos también como biocombustibles) podrían, al menos a corto y mediano plazo, jugar un rol importante en la reducción de los gases invernadero y en la dependencia de los

combustibles fósiles. Estos combustibles alternativos pueden ayudar a la reducción de las emisiones de CO2; uno de los principales responsables del cambio climático. El empleo de los biocombustibles, en un principio, puede representar una solución adecuada para cumplir con los compromisos de reducción de emisiones dentro del marco del Protocolo de Kyoto. La Unión Europea promueve este desarrollo con una norma que tiene como objetivo el uso de 5.75% de biocombustibles para el año 2010.

Los biocombustibles principales son el biodiesel y el bioetanol. El biodiesel es una alternativa al gasóleo, mientras que el bioetanol es un aditivo o sustituto de la gasolina. La biomasa para la obtención de los mismos procede principalmente de los llamados cultivos energéticos:

Los cultivos energéticos son cultivos de especies vegetales destinados, específicamente, a la producción de biomasa para el uso energético. Las principales ventajas de los cultivos energéticos residen, en primer lugar, en la predictibilidad de su disposición, fundamental para cualquier industria, y, en segundo lugar, en la posibilidad de su concentración espacial, lo que permite una gestión mecanizada y un abaratamiento de los costes. Los cultivos energéticos pueden clasificarse, según su aprovechamiento final en tres tipos. (González, 2011).

El consumo de los biocombustibles en España ha experimentado un crecimiento espectacular en los últimos años, al pasar de las 136.000 toneladas en el año 2005 a 1,046 millones de toneladas en 2009, lo que representa un incremento del 669%. Dentro de los biocarburantes, el biodiésel representa el 85,5% del total, con 894.000 toneladas en 2009, mientras que el bioetanol, con 152.000 toneladas, es el 14,5%, según datos de Eurobserver. El consumo de bioetanol se ha estancado en España, ya que ha pasado de113.000 toneladas en 2005 a 152.000 en 2009 (34,5%). Mientras, el biodiésel pasó de 23.000 toneladas en 2005 —el 16,9% de los biocombustibles de ese año— a 894.000 toneladas en 2009, lo que significa multiplicar por 38 el consumo de este producto.

10.2 Biodiesel

Biodiesel es el nombre general empleado para referirse a los esteres metílicos. El biodiesel se obtiene a partir de semillas oleaginosas mediante esterificación de los aceites vírgenes extraídos principalmente de colza, girasol, palma y soja, pero también de aceites vegetales usados y de grasas animales. El aceite de colza es la materia prima más extendida en Europa para la producción de biodiesel. Estos aceites, sometidos al

proceso químico de esterificación, son transformados en esteres metílicos, con características combustibles muy parecidas a las del gasóleo.

Los aceites vegetales vírgenes utilizados en la fabricación de biodiesel proceden de cosechas agrícolas que utilizan técnicas de cultivo convencionales.

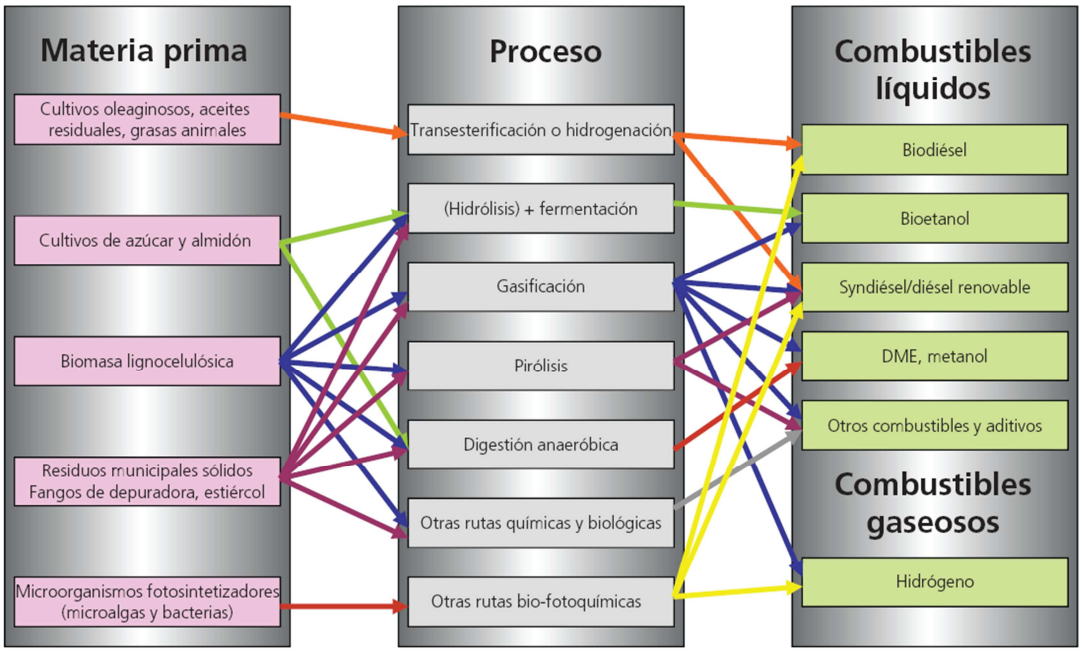


Ilustración 29.Rutas de producción de Biocombustibles desde la Biomasa. (Ricardo Guerrero, Gustavo Marreo, Jose M. Martínez-Duart y Luis A. Puch, 2010)

10.3 Bioetanol

El bioetanol puede servir como combustible o como mezcla para combustibles en motores degasolina. En base al etanol se puede producir Etil-ter-Butil-Éter (ETBE) que se puede mezclar con los combustibles de motores de gasolina para mejorar las propiedades de autoencendido.

El bioetanol se fabrica mediante la fermentación del azúcar, del almidón o de la celulosa. Por lo tanto el bioetanol se puede producir, por ejemplo, de materias primas agrícolas como la remolacha, cereales, centeno, triticale (una mezcla entre cereal y centeno) los granos del maíz y la patata.

Actualmente, Brasil y los EE.UU son los mayores productores del mundo de bioetanol como combustible de automoción, con la caña de azúcar y el maíz como materias primas, respectivamente. En Europa, el bioetanol se produce principalmente a partir de la remolacha azucarera o el trigo. España, Polonia y Francia dominan el sector europeo del bioetanol, con una producción combinada de más de 500.000 toneladas en el año 2004.

Otros países como Suecia, Austria y Alemania, también participan de la producción europea de bioetanol.

10.4 Revisión crítica de los biocombustibles

Una variable crítica en la valoración de los biocombustibles es la estimación de la eficiencia energética y el nivel de emisiones de gases invernadero, pero los impactos ambientales derivados de los mismos no se limitan sólo a estos dos factores. El cultivo agrícola de estas fuentes energéticas puede tener consecuencias en la fertilidad de los suelos, balance de nutrientes y biodiversidad, y otros impactos durante la transformación de la materia prima para obtener los biocombustibles. También presenta puntos críticos como son los cambios del uso de la tierra, consumos elevados de agua, la introducción de especies exóticas invasoras y otros efectos sobre la biodiversidad, además de los efectos sobre la producción de alimentos y la prosperidad local.

Rendimientos en la producción de bioetanol de primera generación a partir de varios tipos de biomasa (panel izquierdo). Rendimientos en la producción de biodiésel a partir de varios tipos de biomasa (panel derecho)

Materia prima	Región	lge/ha
Caña de azúcar	Brasil	4.490
Caña de azúcar	Media mundial	3.630
Remolacha	Europa	3.300
Maíz	Norte América	1.980
Trigo	Europa	1.650

Materia prima	Región	lge/ha
Colza (FAME)	Europa	1.080
Soja/colza (FAME)	USA	720
Colza (FAME)	Brasil	630
Ligno-celulosa	Mundial	3.000
Lípidos de microalgas	Mundial	11.863(lge)

Ilustración 30. Rendimiento producción bioetanol. Fundación Ideas. (Ricardo Guerrero, Gustavo Marreo, Jose M. Martínez-Duart y Luis A. Puch, 2010)

El estudio suizo [Rainer et al., 2000] sobre evaluación ambiental de biocombustibles para el caso concreto de Suiza en una de sus conclusiones se recoge como sigue:

"El presente estudio muestra que con la mayoría de biocombustibles existe un conflicto de intereses entre la reducción de emisiones GEI y un BALANCE TOTAL ambiental positivo. Ciertamente se pueden obtener reducciones de emisiones GEI de más del 30% con muchos biocombustibles; sin embargo la mayor parte de vías de producción muestran altos impactos en varios otros indicadores ambientales al ser comparados con la gasolina. El transporte de biocombustibles extranjeros en Suiza es sólo de importancia secundaria. En lugar de ello, la manera en la que el biocombustible es producido es mucho más importante. El hallazgo central de este estudio está en que la mayor parte de impactos ambientales de biocombustibles son causados por cultivos agrícolas. En el caso de la agricultura tropical esto se debe principalmente a la tala y quema de bosques que

genera gran cantidad de CO2, causando contaminación atmosférica con impactos severos en la biodiversidad. Se requieren urgentemente guías específicas para la certificación de biocombustibles que contrarrestan estos problemas, por ejemplo, las guías del Consejo Administrativo de Bosques (CAB). En latitudes moderadas, los bajos rendimientos de cosechas, el uso intensivo de fertilizantes y la labranza mecanizada causan, de manera parcial, impactos ambientales desfavorables. Por ello uno debe buscar una relación óptima entre el rendimiento energético y el bajo impacto ambiental a través de la variedad y rotación de cultivos" (Rainer et al., 2007).

Una de las razones de más peso para el desarrollo de los combustibles de base biomasa ha sido la reducción de emisión de GEI, y las políticas vigentes han estado orientadas tomando como base el precepto anterior. Si bien existe algún estudio que critica este principio, es un estudio de Tad. W. Patzwek sobre generación de CO2 en los biocombustibles particularizando en el caso del bioetanol, se concluye que en términos netos por cada hectárea de maíz dedicada a la producción industrial de etanol en Estados unidos se generan 3.100 kilos de Co2 equivalentes, con lo que para satisfacer el 10% del consumo de combustible de este país con etanol, las emisiones alcanzarían los 127 millones de toneladas. Es algo ha tener presente cuando se evalúan los resultados de los estudios.

En cuanto al impacto que generan las emisiones del biodiesel en la salud, Hansen et al. (Hansen, Den Friis, Jensen, Michael Grouleff),concluyen que la distribución del diámetro medio de las partículas del biodiesel es 10 veces mayor que las del diesel, lo cual las hace más difícil de ser inhaladas por el ser humano y que se depositen en los pulmones; además el análisis biológico del biodiesel presenta un impacto favorable para el aspecto de salubridad al compararlo con el análisis del diesel. Sin embargo, Lapuerta et al. (Lapuerta, M., Armas, O. & Ballesteros, R., 2002) exponen en su investigación que la presencia de ésteres de aceites vegetales en el diesel convencional produce una drástica disminución del número de partículas, con un leve incremento en el tamaño medio de las mismas. En un estudio realizado sobre un grupo de ratas sometidas durante 90 días a los gases de emisión, tales como NOx, CO, CO2, HC, O2 y material particulado, generados por la combustión del biodiesel, no se observaron resultados nocivos en su salud. Bajo ninguna concentración de los gases de emisión se determinó toxicidad en las ratas; no se observaron muertes anormales que se atribuyan a la exposición de las emisiones; tampoco hubo respuestas oculares adversas, no se afectó su consumo de alimento. Sólo cuando fueron sometidas a un alto nivel de emisiones, las ratas fueron negativamente afectadas, ya que se presentaron dos tipos de lesiones pulmonares, mientras que a concentraciones intermedias no se presentó ningún tipo de efectos adversos. (John R.

Agudelo S., Pedro Benjumea, Edwin Gómez Meneses y Juan Fernando Pérez Bayer, 2003).

La producción actual de bioetanol, al igual que la de biodiesel, resulta bastante más cara que la de gasolina y gasóleo, respectivamente. El biodiesel gravado con todos los impuestos de carburantes resulta muy caro y se necesita una reducción impositiva para que sea competitivo. Esos recortes impositivos son habituales en los países de la Unión Europa, aunque la producción de este biocarburante está todavía poco desarrollada en algunos países europeos.

En el estudio realizado por el Ciemat en España bajo el título de "Análisis del ciclo de vida de combustibles alternativos ara el transporte. FASE I". (Ciemat, 2005), algunas de las conclusiones a las que se llega son:

- En cuanto al cambio climático: las emisiones de CO_2 y de gases de efecto invernadero son tanto menor cuanto mayor es el contenido de etanol en la mezcla de carburante.
- El balance energético en la producción de etanol mejora mediante el uso de la biomasa residual de los cultivos que se usan para la producción de etanol, en el caso de estudio la paja del cereal, como fuente de energía térmica para el proceso.
- La optimización del uso de fertilizantes (reducir emisión óxido nitroso) que producen emisiones gases de efecto invernadero es una variable a considera.

En la Tesis titulada "Análisis técnico, económico y medioambiental de los potenciales sustitutos de los hidrocarburos en el mercado español de los combustibles para automoción" (Sóbrino, 2010) se apuntan una serie de reseñas críticas sobre el estudio del Ciemat (2005) anteriormente mencionado.

Según Niels Jungbluth (2008) de cara a los resultados del ciclo de vida el tipo de biomasa utilizado es más importante que el tipo de fuel. (Niels, 2008)

En el estudio realizado por el Ciemat en España bajo el título de "Análisis del ciclo de vida de combustibles alternativos ara el transporte. FASE II". (CIEMAT, 2006), algunas de las conclusiones a las que se llega son:

- El aceite de palma es el que más consumos energéticos presentan y más empeora los resultados en cuanto a emisiones de gases de efecto invernadero, como materia prima para la producción de biodiesel.

	Energía primaria (MJ/kg)	Energía fósil (MJ/kg)
Aceite de girasol crudo	**23,58**	**14,34**
Aceite de colza importada crudo	26,86	15,58
Aceite de colza nacional crudo	33,19	18,54
Aceite de soja crudo	**44,64**	**25,63**
Aceite de palma	35,77	16,31

	Emisiones de gases de efecto invernadero (g CO_2 equiv/kg)
Aceite de girasol crudo	1190
Aceite de colza importada crudo	1425
Aceite de colza nacional crudo	2332
Aceite de soja crudo	2140
Aceite de palma	1600

Tabla 2. Datos de aceites con origen en diferentes materias primas.

- Reducir el consumo de fertilizante y labores agrarias.

Se ha atribuido a los biocombustibles parte de los incrementos en los precios de los alimentos, como consecuencia del desplazamiento de cosechas alimenticias en cosecha energéticas. La realidad es que hoy en día se estima que en el mundo aproximadamente el 2% de los terrenos arables se utiliza para la obtención de biocombustibles (UNEP, 2009). Además, el 90% de esta agricultura se localiza en pocos países: EE.UU, Brasil y parte de la UE. (Ricardo Guerrero, Gustavo Marreo, Jose M. Martínez-Duart y Luis A. Puch, 2010).

La mayoría de los estudios consideran los cultivos con fines energéticos como sumideros de GEI, pero otro número importante de estudios avisan de la necesidad de puntualizar de si estos terrenos ahora dedicados a cultivos energéticos con anterioridad eran zonas verdes ó no, ya que en el primer caso la consideración de sumideros de GEI debería ser valorada a cero.

En líneas maestras los estudios concluyen que el consumo de agua para la obtención de los biocombustibles es mayor en relación con la utilizada en la extracción y refino de los combustibles fósiles. En lo referido al agua, los impactos sobre este bien natural están estrechamente unidos a la localización geográfica donde crece la biomasa que se utilizará como materia prima para la producción del biocombustible (IEA ETP, 20120).

Si bien en algún estudio se concluye que la producción de biomasa para biocombustibles de última generación puede presentar impactos positivos con respecto al consumo de la misma, mediante mecanismos de retención de agua de los suelos y de esta forma se evitaría en cierta proporción la erosión por lluvia y viento.

Otro punto de discrepancia en lo referido a los biocombustibles se centra en el precio de los alimentos, hay tesis que abogan por la existencia de posibles relaciones entre el aumento de demanda y la evolución del precio de los alimentos básicos. La crisis alimentaria de los años 2007 y 2008 acentuó esta visión crítica. Otros estudios asocian estas subidas a factores totalmente ajenos a la demanda de biocombustibles, como puede ser el incremento de consumo de carne a nivel mundial y en consecuencia el aumento de la demanda de pienso animal con base en los cereales.

Se puede concluir que los puntos de conclusión de los diversos estudios son diferentes y contrapuestos, que no existe una unanimidad sobre los efectos del uso del suelo, el ruido, el consumo de agua; pero que el problema está ahí y por no existir esa concreción de resultados se les debe prestar una mayor atención ó al menos ser reservados y prudentes en las conclusiones de los estudios ó dejar plasmado la existencia de ese factor a valorar previo a la toma de decisión ó trazado de una política estratégica.

10.5 Biocombustibles y categorías a estudio

En este apartado se analiza el interés de realizar la selección de las categorías de impactos medioambientales que serán analizadas en profundidad comparando las distintas metodologías.

Diferentes estudios realizados a nivel internacional y nacional han señalado los riesgos de esta alternativa (en referencia a los biocombustibles como alternativa energética) (Pimentel y Patzek, 2005; Russi, 2007; ETC Group; HREV-CBC, 2006; HRW-Diócesis de Quibdo, 2004; Pérez, 2007). Estas opciones, a pesar de estar basadas en el uso y explotación de recursos naturales de carácter renovable, conllevan también importantes implicaciones ambientales y sociales en varios aspectos: ampliación de la frontera agrícola a costa de importantes áreas boscosas tropicales; incremento de la demanda de agua y alteración de los regímenes hidrológicos en cuencas con importantes situaciones de estrés hídrico; contaminación del suelo y el agua con el uso exagerado de insumos agroquímicos para aumentar la productividad; impulso a patrones de desarrollo agrícola que además de ser energéticamente ineficientes (bajo balance energético output/input) (Cussó et al, 2006; Pimentel, 1996), ponen en riesgo la seguridad alimentaria e incrementan la pobreza al presionar al alza los precios de los bienes básicos y generarse un desplazamiento de la producción de alimentos por la producción para biocombustibles. (Pérez-Rincón, 2009) .

10.5.1 Uso del suelo

La caracterización de los impactos debidos al uso del suelo para su integración en las metodologías de ACV es más compleja que para otros impactos como pueden ser las debidas al calentamiento global. Los cambios de uso del suelo pueden provocar efectos que afecten a diversos aspectos medioambientales: en el cambio climático desde la liberación de carbono en el suelo, la destrucción del hábitat ecológico, afecciones a la biodiversidad, la erosión del suelo, incluso en los patrones de viento local o regional.

Si bien las metodologías de ACV contemplan el uso de recursos naturales para lo referido a los combustibles fósiles por ejemplo, en el caso del uso del suelo se suele limitar, en caso de ser contemplado, al área total del suelo dedicado a una función en particular, pero en el caso del suelo el concepto de "consumo" tiene un significado diferente ó con otra matización. A diferencia de los combustibles fósiles, la calidad del suelo puede ser degradada o restaurada dependiendo de la forma en que se utilice. *Predecir cambios en el uso del suelo como una función de la demanda final requiere una extensión de las técnicas tradicionales de ACV para incluir el conocimiento externo a las mismas, como el modelado basado en agentes, los Sistemas de Información Geográfica, la economía y la dinámica de sistemas. La necesidad de aplicar estos métodos para evaluar las energías renovables es particularmente grave. La migración desde la producción basada en combustibles fósiles, a la basada en recursos renovables, requerirá cambios masivos en los patrones de uso del suelo, por ejemplo, es probable que se incremente la superficie total de suelos cultivados cuando las tierras, previamente forestadas o marginales, se incorporen a la producción de cultivos energéticos. El suelo del desierto probablemente se utilice para la producción de energía solar térmica o fotovoltaica, mientras que las turbinas eólicas se ubicarán en una variedad de lugares –algunos de ellos sensitivos ecológica, social, ambiental e incluso políticamente…Se deben caracterizar las implicaciones del ciclo de vida del uso del suelo para energías renovables mediante un conjunto de datos más diverso del que se expresa en LCA, incluyendo el incremento del carbono, las emisiones de nitrógeno o fósforo, la pérdida de la biodiversidad y otros servicios del ecosistema, la degradación del suelo o la calidad del agua y los efectos en el cambio climático de los gases de no-efecto invernadero a escala local, regional o, incluso, mundial. Ya que el uso del suelo para la producción de energía implica más que simplemente liberar contaminantes químicos en el medio ambiente, se requiere identificar y definir un conjunto de métricas apropiadas para los servicios perdidos de los ecosistemas, que la tierra podría proporcionar de otra forma. Es poco probable que alguna métrica individual pueda ser satisfactoria.* (Mahirt-Smith, 2011).

Según el estudio desarrollado en Suiza para el caso de aquel país en el año 2007, (Rainer et al., 2007). El total de los impactos ambientales medidos por UBP es la suma de la mitad generada por emisiones al aire y un tercio por las emisiones en las aguas de la superficie de la tierra. En los procesos agrícolas también son importantes las emisiones en los suelos (centeno, RER). La producción de metano de suero está dominada por los altos efectos en el agua residual. En la evaluación de los impactos con el Eco-indicator99, por el contrario, el mayor peso recae en el uso de tierras. En el caso de todos los procesos agrícolas corresponde a un 80% del total de los impactos, mientras que las enfermedades respiratorias y el uso de recursos fósiles es del 10-20% de los efectos ambientales y la influencia en el cambio del clima no tiene un rol en el Eco-indicator99. En el Impact 2002+ modelo parecido al del Eco-indicator99, el uso de tierras también juega un rol mínimo (10-30%). En el Eco-indicator99 y en el Impact 2002+ el bioetanol brasileño presenta altos valores de toxicidad, pero no dentro de la evaluación de ecotoxicidad del EDIP. Una causa de este fenómeno es el uso de plaguicidas con un alto nivel de arsénico que en el estudio sólo aparece en el cultivo de la caña de azúcar. La evaluación de la ecotoxicidad depende mucho de cada sustancia, pues tienen diferente peso en cada uno de los métodos de evaluación, o a veces ni se toman en cuenta. Por ende, la interpretación de la evaluación ecotoxicológica debe ser considerada con especial atención. (Rainer et al., 2007).

En un principio se planteó un cierto debate acerca de si el suelo se debe considerar dentro o fuera de los límites del sistema, sea cual sea el sistema bajo a analizar. Audsley et al. (1997) y Cowell (1998) argumentaron que debe estar dentro del sistema por el período de tiempo bajo estudio. Esto implica que sólo cambios en el suelo (en cantidad y calidad) entre el principio y el fin del período de tiempo bajo análisis, son pertinentes para la consideración del ACV. Pero también existe otra parte de los científicos han sugerido que los límites del sistema deben excluir el suelo, si bien está postura esta menos claro su defensa.

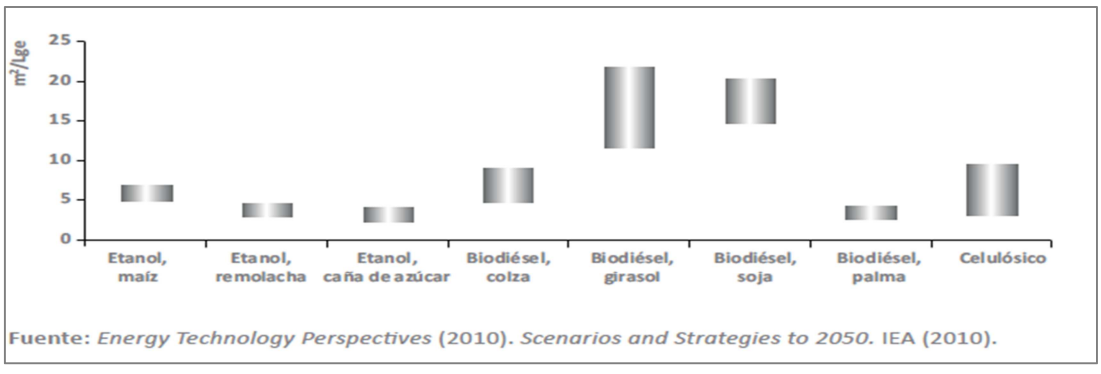


Ilustración 31. Intensidad en la utilización del uso del suelo de varios Biocombustibles.

En el caso del uso del suelo y en especial debido a la creciente demanda por energía procedente de los biocombustibles y otras fuentes renovables es un factor particularmente importante lo referido a los impactos de la modificación del uso del suelo. Ya que por lo general se puede afirmar que las implicaciones del uso del suelo pueden ser mucho más profundas para las tecnología de biomasa, eólica y energía solar que para las basadas en combustibles fósiles. Estás implicaciones han sido objeto de estudios y discusiones científicas con resultados dispares, si bien todas ellas han coincidido en que el ciclo de vida es la perspectiva adecuada para el análisis técnico y político, sin embargo, las tecnologías de la biomasa, el viento y la energía solar tienen importantes implicaciones ambientales, de uso de suelo y geoespaciales que rara vez se abordan totalmente ó con los datos exactos en las metodologías de ACV; ya que los métodos actuales para el desarrollo de ACV no integran la variabilidad y heterogeneidad que presentan estas tecnologías de producción de energía en cuanto a las variables geoespaciales, en especial el uso del suelo. Sería conveniente que integrasen las metodologías entre sus variables, en lo que se refiere al uso del suelo:

1. Cambios en el sistema de uso de los recursos del suelo; un ejemplo de sería el cambio de tierras forestales para ser dedicadas a cultivos energéticos para la producción de combustibles. Aparece el llamando factor iLUC, que se refiere a la destrucción indirecta de masa forestal para dedicarla a la producción agrícola de la biomasa necesaria para la producción de los biocombustibles. Hay estudios (IEA, 2009) que concluyen que como consecuencia este factor se podrían reducir parcialmente los resultados obtenidos para la mitigación de GEI, ej., las plantaciones de caña de azúcar en Brasil para la producción de bioetanol en función de si se desarrollan en terrenos antes de pastizal ó de zona forestal.

2. Mejorar las métricas utilizadas para la caracterización de los impactos provocados por el uso del suelo sobre la biodiversidad.

3. Asociar la variabilidad geográfica en lo que se refiere al suelo su uso y biodiversidad, con las bases de datos para la realización de los ACV.

10.5.2 Consumo de agua

El consumo de agua para la evaluación de los impactos medioambientales para los biocombustibles es importante porque de acuerdo con algunos trabajos se estima que la actividad agropecuaria es responsable del 87% del consumo humano anual de agua (no recuperable) en una escala global; existiendo diferencias entre productos por ejemplo trigo 900 l/kg, soja 2.000 l/kg, pollo 3.500 l/kg y carne vacuna 100.000 l/kg.

El uso de agua se puede considerar como un agotamiento derecurso y/o impacto del disturbio ambiental. Relacionados con el recurso, los aspectos a considerar son:

- El uso total del agua
- Uso de agua de superficie versus agua subterránea
- Eliminación de las fuentes de agua en forma temporal o permanente
- Uso de agua tomada del medioambiente versus uso de aguareciclada
- Uso total de agua en relación con el abastecimiento de ciertas regiones particulares.

De los estudios científicos realizados la huella hídrica de los biocombustibles es sensiblemente superior que la huella hídrica del petróleo, llegando a ser, en función del tipo y generación del biocombustible, superior en más de trescientas veces.

En el análisis para el caso de Colombia, productor de cultivos energéticos, (Pérez-Rincón, 2009) se concluye en lo relativo al consumo de agua *"Por su parte, con relación al agua, la huella hídrica de estos cultivos con perspectiva agrocarburante, pasó de 3.1 a 5.9 Gm3 (2,1% de crecimiento promedio anual), entre 1980 y 2001. Para el año 2006, la HHAc alcanzó un nivel de 8,7 Gm3 lo que significó más que la duplicación de su crecimiento anual al pasar a 5,4%. En términos de proyecciones al 2010, la HHAc alcanzará para este año un nivel de 10,6 Gm3 de consumo de agua, con un crecimiento de 4,6% anual, representando el 21,5% del total de agua consumida por la agricultura frente al 10% de 1980. Esta situación muestra una creciente presión sobre el recurso hídrico por parte de los cultivos con posibilidades agrocombustibles*", de lo cual se puede extraer que es un factor ambiental nada desdeñable y a tener muy presente en las evaluaciones de ACV.

Algo fundamental al hablar de consumo de agua y biocombustibles son las variables localización y tipo de cultivo, ya que en función de las mismas los resultados finales atendiendo a la variable "agua" como objetivo serán diferentes. Del informe (P.W. Gerbens-Leenes, A.Y. Hoekstra,Th.H. Van Der Meer, 2008)se han extraído las siguientes tablas en las que se reflejan las huellas hídricas para la biomasa según materia de origen y localización geográfica, y de igual forma se ofrece una comparativa con otras fuentes energéticas. Los resultados muestran grandes diferencias entre el promedio de WF no renovable primaria portadores de energía, por un lado y el WF media de energía de la biomasa en el otro. Estas diferencias se acentúan por las diferencias en las características del cultivo, las situaciones de producción agrícola, las circunstancias climáticas, así como por factores locales.

En los países áridos con problemas de escasez de agua surgen importantes problemas con la gestión de la misma, esto es lo que sucede en España*. La mayoría de expertos admiten que estos conflictos hídricos no se deben normalmente a la escasez física del agua (Llamas, 2005) y que es necesario realizar inversiones a nivel institucional y a nivel de conocimiento y capacidad humana para lograr una mejor gestión del agua (Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture, 2007)*. Esto debe ser subsanado mediante unas políticas adecuadas y unos usos razonables y sostenibles del recurso "agua". España es el país europeo más árido y que más recursos hídricos dedica a la irrigación. Según datos del Ministerio de Medio Ambiente (2007) el sector agrario usa cerca del 70% del total de agua captada en España. Esto, en parte, se debe a que la agricultura española goza de importantes ventajas comparativas como resultado de su localización respecto a grandes mercados, la disponibilidad de suelo, las horas de sol y sus infraestructuras. Estas ventajas se ven disminuidas por una gran desventaja: la agricultura española debe hacer frente a una disponibilidad limitada de agua. (Rodríguez Casado R., A Garrido, M.R. Llamas, C. Varela-Ortega, 2008).

"La sostenibilidad del uso del agua en España está ligada de manera fundamental a su uso en la agricultura. La agricultura y el regadío atraviesan un profundo proceso de cambio que puede ser determinante para la sostenibilidad del uso del agua en España … uno de los factores relevantes puede ser la modificación de las necesidades hídricas óptimas de los cultivos debido a los efectos del cambio climático que aumentarían por el efecto del calor, además de disponer de más agua de lluvia en el suelo … Los cultivos energéticos también generan cierta incertidumbre ya que pueden suponer un aumento en el uso de agua, ya que en España estaría basado en las producciones de maíz, remolacha é incluso bioetanol procedente de viñedo". (Jiménez Herreo, Luis M. et al., 2008).

En España, la agricultura de regadío es la principal consumidora de agua, seguida de lejos por el sector industrial y energético y por el consumo de agua… (Sotelo Navlpotro, Jose Antonio et al., Diciembre 2011).

En las siguientes tablas se recogen valores para el caso de España de consumo de agua por cultivo referidos al año 2008:

País	Cultivo	M^3/Tn	País	Cultivo	M^3/Tn
España	Maíz	407	Italia	Soja	1442
España	Patata	85	India	Soja	7540

Tabla 3. Consumo de agua Maíz y Patata (España é Italia).

Los procesos necesarios para la generación de biocombustibles pueden afectar en un alto grado a los recursos de agua, al suelo é incluso a las economías locales. En estudios realizados se han constatado los cambios de uso de la tierra (Fischer et al, 2009;. Yang et al., 2009),crecientes precios de los alimentos (FAO, 2008) y el uso creciente del agua. Varios estudios (por ejemplo, Hoekstra y Hung, 2005; Hoekstra y Chapagain, 2007, 2008) han demostrado el gran WF de la agricultura, el fenómeno de "agua dependencia "de los países, la relación entre las alteraciones locales de los sistemas de agua y los mercados globales, y las situación crítica de disponibilidad de agua dulce en el contexto del cambio climático global. También se ha demostrado que el WF de la bioenergía es mucho mayor que el WF de combustibles fósiles (Webber, 2008; Gerbens-Leenes et al, 2009a). Berndes (2002) y de Fraiture et al. (2008) muestran que el aumento del uso de la bioenergía a escala mundial conducir a un aumento sustancial en el uso global del agua en la agricultura.

Por otra parte ha que tener presente que la producción de etanol ó biodiesel no hace sino agravar directa é indirectamente la erosión y degradación del suelo (lo que es especialmente importante en un país como España), a lo que hay que agregar el hecho de ser un proceso con altos requisitos hídricos. Como datos de referencia para la producción de un litro de etanol se requieren entre 10-12 litros de agua en la fase de destilación, y entre 20-25 litros en la fase de fermentación. Esto nos genera una demanda total que oscila entre los 30-37 litros para el proceso completo por litro de etanol producido. (White, P.J., Johnson, L.A., 2003).

Galán-del-Castillo y Velázquez (2010) calcula que la huella de España el agua aumentaría considerablemente si el objetivo para los biocombustibles del 5,83 por ciento de la gasolina y el consumo de diesel se cumple. Domínguez-Faust et al. (2009) mostró la gran necesidad de agua para los biocombustibles en los EE.UU. y su impacto en la los acuíferos, como el acuífero de Ogallala. Chiu et al. (2009) mostró la gran variación en el agua de riego requisitos para el etanol producido en los EE.UU. Rey y Webber (2008) calculó la intensidad del agua a gran(Galón de agua / milla) de etanol y biodiesel. Un estudio más reciente (King et al., 2010) mostró que el agua es un gran requisito relacionado con el uso de biocombustibles para el transporte en los EE.UU. en 2030. Van der Velde et al. (2009) mostró la gran variedad en la eficiencia del uso del agua para la colza, un cultivo utilizado para el biodiesel, en Europa. En un estudio anterior (Gerbens de Leenes et al., 2009b), hemos evaluado la huella hídrica (WF) de los biocombustibles, incluyendo bioetanol, el biodiesel y el bioelectricidad para los principales países productores, que también muestra la gran variedad entre la CMA. (Gerbens-Lenes, P.W.; Hoekstra, A.Y., 2010).

Primary energy carriers	Average water footprint (m^3/GJ)
Wind energy	0.00
Natural gas	0.04
Nuclear energy	0.09
Coal	0.16
Solar thermal energy	0.30
Crude oil	1.06
Biomass the Netherlands (average)	24.16
Biomass US (average)	58.16
Biomass Brazil(average)	61.20
Biomass Zimbabwe (average)	142.62
Biomass (average the Netherlands, US, Brazil, Zimbabwe)	71.54

Tabla 4.Consumos de agua según fuente origen.

En la tabla precedente se puede comprobar las desventaja de la biomasa en cuanto a "huella Hídrica" con respecto a fuentes de energía de otra índole. Lógico por otra parte debido al importante consumo de recursos de carácter vegetal.

10.5.3 Ruido

El ruido se ha convertido en nuestros días, debido a la industrialización y al uso masivo del transporte, en uno de los grandes problemas que inciden sobre la calidad de vida y la salud de las personas, con especial incidencia en los núcleos urbanos y en las zonas limítrofes a los viales de circulación. El 80 % del ruido generado lo es por la el transporte y en España tiene un carácter más preocupante, ya que ocupa el segundo puesto detrás de Japón en niveles de ruido.

Según la OMS (Organización Mundial de la Salud), los niveles por encima de los 65 dB (A) son nocivos para la salud humana y pueden ocasionar efectos físicos y psíquicos adversos que se agregan a los trastornos auditivos: perturbación del sueño, incremento del estrés, daños en el sistema circulatorio y efectos en el equilibrio, entre otros.

11 Estudio de confiabilidad en función del caso ejemplo

11.1 Introducción

En las evaluaciones de la biomasa la principal preocupación ha sido el cambio climático, como consecuencia de la emisión de gases de efecto invernadero y la dependencia de los recursos fósiles para la generación de energía. Estos aspectos han siso apoyados por las políticas de los diferentes países para mitigarlos en la medida de lo posible. Es por ello que han sido el punto principal junto con la contaminación por diferentes agentes químicos que han evaluado las metodologías ACV desde sus inicios, y por lo tanto han llegado al desarrollo de modelos más exactos y complejos para la modelización y evaluación.

Las categorías de impacto más habituales consideradas en los ACV de procesos o productos son el efecto invernadero, la disminución de la capa de ozono, el agotamiento de recursos fósiles, la acidificación, la eutrofización, la ecotoxicidad humana y ambiental, los precursores de ozono troposférico o las emisiones de metales pesados. Por el contrario hay aspectos que aún estar por desarrollar, pero no por ello menos importantes; quizás ahora se está empezando a vislumbra su importancia y a los centrar esfuerzos en su mejora.

Los modelos de EICV no han logrado aún un desarrollo lo sufrientemente fiables como se desearía para analizar algunas categorías, como el impacto sobre el uso de suelo, consumo de agua ó el impacto del ruido. Estas últimas categorías de impacto no siempre se consideran o simplemente su valoración dista mucho de la realidad. Todo ello, junto con la escasa disponibilidad de datos, ha motivado que la aplicación de indicadores referidos estas categorías resulte, todavía hoy en día, una tarea ardua y compleja debido a que existe una gran indefinición sobre los parámetros a considerar y el modelo a seguir. Tanto al considerar la dependencia para la humanidad del agua y su naturaleza finita, creciente generación de ruido en las zonas habitadas y como éste afecta a la biodiversidad, la deforestación ó la desaparición de biodiversidad asociada al cambio del uso del suelo… nos podemos hacer una idea de lo conveniente que sería el valorar de

forma eficiente y con la importancia que les corresponde a esta categorías de impacto. Por esta razón se han elegido el uso del suelo, el consumo de agua, el ruido como variables para la elección de metodologías en la evaluación de impactos en el ciclo de vida de los biocombustibles.

Considerando que el consumo de combustible es una pieza fundamental en el sistema productivo mundial, que los biocombustibles se presentaron como una alternativa a lo existente para preservar el planeta, quedando su viabilidad medioambiental supeditada a estudios medioambientales, como son los ACV, ya que económicamente su éxito está supeditado a las políticas gubernamentales de incentivos. Siendo los resultados aportados por los ACV de igual forma determinantes a la hora de elegir la opción más conveniente, medioambientalmente, dentro de las opciones existentes entre los combustibles con origen en la biomasa; resulta fundamental la necesidad de congruencia y fortaleza en los resultados obtenidos. Hay que tener presente que la utilización de modelos para el cálculo de los impactos resulta a su vez una fuente de subjetividad. Ya que un modelo es una representación simplificada de los fenómenos y mecanismos que se dan en la realidad.

Se considera clave que exista una confiabilidad entre los resultados obtenidos para que no exista dependencia del modelo que se emplee y la decisión final que se adopte. De lo contrario la estrategia a seguir está comprometida y la utilidad de los métodos EICV dentro del análisis de ciclo de vida en entre dicho para ciertos aspectos considerados en los mismos. Su aplicación se tendría que valorar de forma especial en aquellos producto ó procesos tuviesen un pero específico determinante para el resultado final. El presente trabajo pretende aportar una conclusión sobre éste punto.

11.2 Metodología de trabajo

En función de la revisión de las metodologías más actuales para realizar EICV y de las categorías cuya confiabilidad de resultados debe ser estudiada se ha optado por trabajar con los resultados obtenidos por medio de la aplicación de los métodos Impact 2002+, ReCipe y Eco-indicador 99.Son métodos actuales, de aplicabilidad a nivel mundial, reconocidos y consideran los aspectos objeto del estudio. En un principio y dada la relación existente entre las diferentes métodos y bases comunes de desarrollo da a pensar que tanto el resultado final como para el caso particular dela categoría uso del suelo debería ser muy similar. En la comparación a nivel *midpoint* se introducirá CML 2001 para enriquecer los resultados.

Como se apuntó anteriormente la comparativa se centrará en la categoría uso de suelo una vez detectada las importancias carencias existentes para las categorías de ruido y consumo de agua. Lo cual no hace viable realizar un estudio comparativo de fiabilidad de los resultados de forma rigurosa sobre esas categorías.

Los datos de trabajo han sido tomados de la base de datos ecoinvent v.la cual aporta los flujos de consumos y emisiones de los procesos. Todos los métodos empleados en la evaluación de impactos han sido alimentados con los mismos datos, lo cual resta incertidumbre desde el punto de vista del inventario.

Dado que el trabajo versa sobre biocombustibles, se seleccionan siete tipos de combustible representativos del consumo mundial, obtenidos a partir de diferentes materias primas; y en el caso de los biocombustibles se eligen de forma que tengan origen en biomasa de procedencia geográfica diversa para que el estudio comparativo sea más rico en matices.

Se han elegido los combustibles de forma que resulten representativos a nivel consumo dentro de su categoría.

La siguiente tabla recoge los combustibles objeto de estudio:

Combustible	Origen
palm methyl ester, at esterification plant	Malasia
rape methyl ester, at esterification plant	Media
soybean methyl ester, at esterification plant	USA
soybean methyl ester, at esterification plant	Brasil
vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	Francia
diesel, at regional storage	Suiza
diesel, at regional storage	Media

Tabla 5. Lista de combustibles a estudio.

Dado que los valores de impacto no son comparable directamente entre los diferentes modelos de EICV, ya que se encuentra en unidades diferentes y que se han utilizado en su modelización factores de caracterización, pesaje y normalización distintos; es necesario transformar en adimensionales los mismos para hacerlos comparables.

Para ello se toma como referencia el combustible diesel, por ser referencia mundial de consumo, ser el combustible a sustituir y mejorar medioambientalmente por los biocombustibles. Se le asigna el valor 100 % de impacto y procederemos a calcular la

relación en porcentaje del impacto del resto de tipos de combustibles seleccionados con el "*diesel, at regional storage"*, que pasamos a denominar en adelante diesel.

Como se ha descrito en capítulos previos los resultados de los modelos EICV se muestran en diferentes puntos de agregación: puntuación total, categorías *endpoint*, ó *midpoint*. Parece congruente hacer la comparación para cada uno de ellos. Para además de si existe coincidencia en todos ellos ó ver de donde procede la posible discrepancia de resultado. El método a seguir será un símil a la ingeniería inversa.

Comenzar por el estudio de las puntuaciones finales é ir descendiendo inversamente al flujo de confección de un EICV. En cada uno de éstos puntos se deberá comparar los resultados ofrecidos por cada método, evaluar la coherencia entre los resultados y buscar posibles causas de las diferencias en el caso de que existan.

Se ha estudiado el peso sobre el resultado final de la categoría de daño para filtrar aquellas cuya influencia es menor del 3%.

11.3 Tratamiento de datos

Los datos han sido obtenidos del inventario proporcionado por la base de datos Ecoinvent versión 2.2 Noviembre 2012 en formato *.xls compatible con el software Excel-Microsoft Office 2011.

- Datos de todos los flujos de entrada al inventario para cada uno de los productos analizados. Para la ocupación de suelo el valor correspondería en el caso particular de un kg de aceite de palma de Malasia, a los m^2 de suelo ocupado para su obtención, y de igual forma para todas las afecciones de los procesos necesarios.
- Datos de los impactos en cada categoría de daño por producto y por modelo EICV. Tanto a nivel *midpoint, endpoint* y valor final.

Esto ha permitido trabajar con los datos de una forma dinámica, sin estar restringidos por las estructuras del software específico. Filtrando los valores del inventario de emisión-producto aquellos que por su relación con los aspectos tratados en el estudio resultaban de mayor interés (suelo, agua, ruido). Desarrollando tablas específicas para los combustibles a comparar por método de evaluación de impacto. En los métodos que ofrecen diferentes perspectivas finales se ha elegido la jerárquica "H".

El tener los datos filtrados en hojas de cálculo ha permitido trabajar de forma amplia con ellos tanto en la realización de cálculo, en la confección de tablas de comparación y para

la realización de gráficas de comparación. No toda la información tratada ha sido utilizada en el presente documento, entiéndase algunos métodos no analizados aquí por no considerarse de interés, pero que en todo caso puede servir para futuras ampliaciones del estudio.

Una vez realizados todos los cálculos en los diferentes niveles del EICV se trasladaron a un Libro-Excel final, en que en una hoja se recogieron los resultados numéricos en % de la relación de cada combustible a evaluar respecto al diesel de referencia para cada categoría, y según cada uno de los métodos empleados. Se completó con otra hoja-Excel en la cual se ordenan para cada categoría y según modelo EICV los combustibles, de mayor a menor porcentaje de impacto en referencia al diesel.

Se adjuntan en formato digital al documento en papel:

- Datos de inventario.
- Herramientas Excel empleadas.

11.4 Comparativo indicador final

Se toman los valores de impacto final en porcentaje referidos al diesel para cada tipo de combustible y según modelo de análisis de impacto, se ordenan de más negativo á mas positivo en referencia al diesel. Siendo el resultado obtenido es el siguiente:

Indicador Final	ReCipe	Impact2002+	EcoIndicador 99
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	9502	281	788
RER: rape methyl ester, at esterification plant	290	327	537
US: soybean methyl ester, at esterification plant	196	83	344
MY: palm methyl ester, at esterification plant	3811	153	209
CH: diesel, at regional storage	102	100	100
RER: diesel, at regional storage	100	100	100
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	10	12	8

Tabla 6. Porcentajes de indicador final referido al diese RER.

Resultado Final		
ReCipe	Impact 2002 +	EcoIndicador 99
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant
MY: palm methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant
RER: rape methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant
US: soybean methyl ester, at esterification plant	CH: diesel, at regional storage	MY: palm methyl ester, at esterification plant
CH: diesel, at regional storage	RER: diesel, at regional storage	CH: diesel, at regional storage
RER: diesel, at regional storage	US: soybean methyl ester, at esterification plant	RER: diesel, at regional storage
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant

Tabla 7. Opciones ordenadas según indicador final referidas al diesel RER.

Se observa que en los combustibles donde priman los procesos industriales el resultado es similar y el orden de elección sería el mismo. Surge la discrepancia en aquellos combustibles seleccionados para el estudio con base en la biomasa; donde se observan diferentes resultados tanto en el porcentaje, como en el orden de selección por impacto ambiental en relación al diesel.

Es representativa la diferencia observada en el biocombustible con origen en el aceite de palma de Malasia y el *metil-ester* de soja.

De igual forma se aprecian diferencias en el combustible partir de soja según su origen sea Brasil ó USA. Las diferencias entre modelos son importantes; pero tampoco es congruente la relación entre ellos al comparar los diferentes métodos:

Para Recipe la proporción de impacto final soja Brasil/soja USA es 196/9500 y para el caso de Eco-indicador 99 es 344/788.

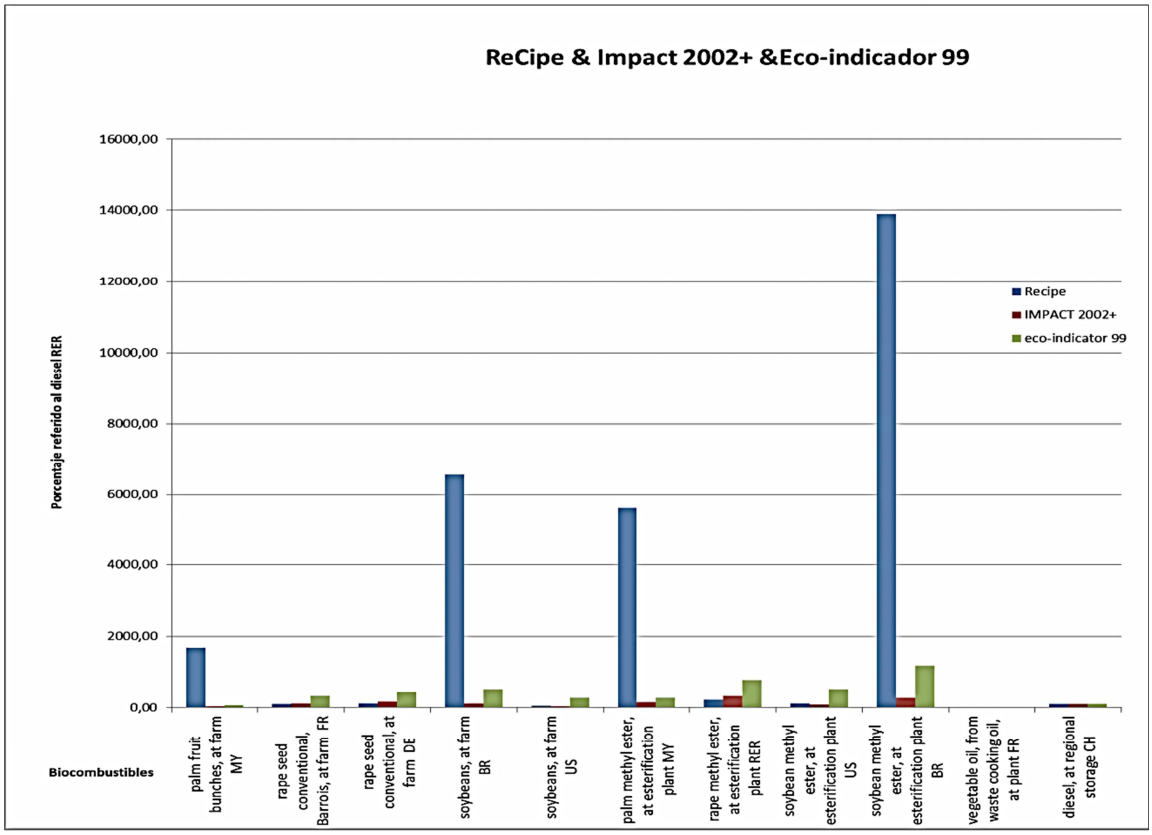


Ilustración 32. Comparativa impacto final biocombustibles según método.

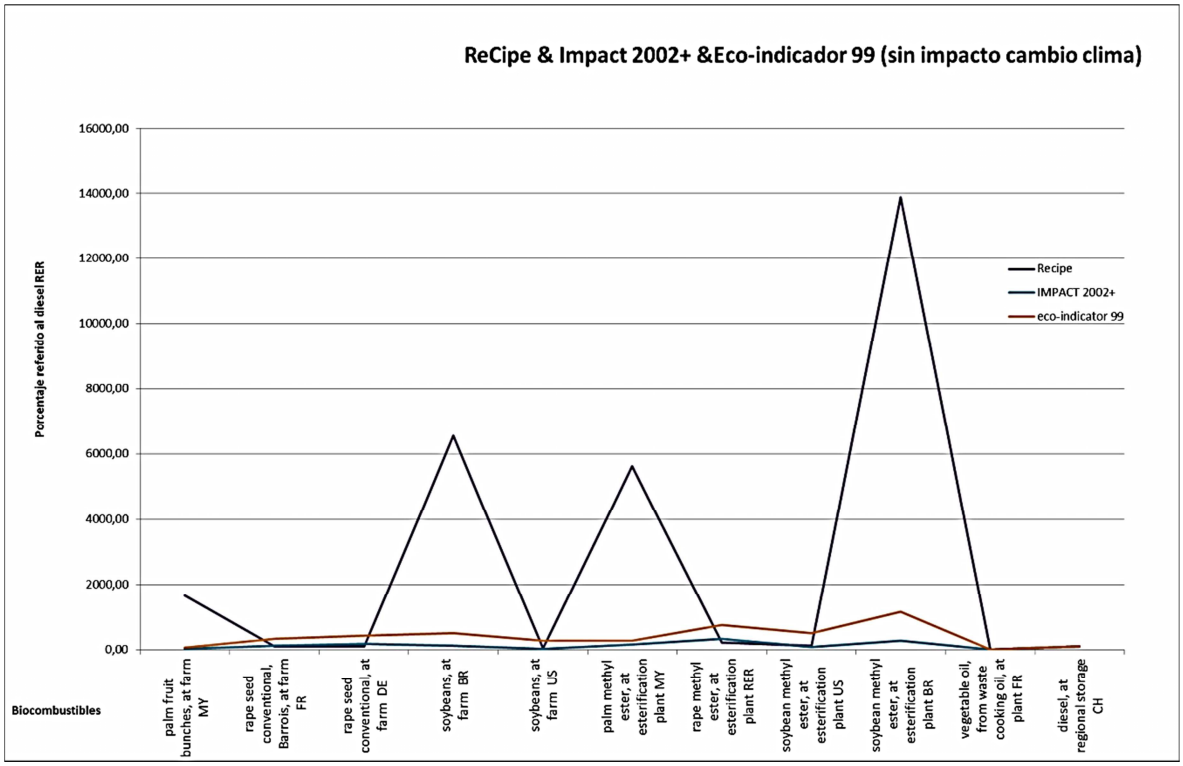


Ilustración 33.Comparación combustibles por metodologías en punto final sin impacto por cambio de clima.

Se observan diferencias muy importantes en la valoración de los biocombustibles según método de EICV empleado; tanto en orden de impacto como en valores, pero destacando las discrepancias entre ReCipe y EI99.

Se concluye que la decisión en la elección final no será la misma, partiendo de los mismos datos, en función de cuál es el método *EICV* aplicado.

11.5 Comparativo categorías finales de daño

Debido a la al distanciamiento de resultados en la puntuación final de impacto observada en función del método empleado para realizar la evaluación del impacto se ha realizado la comparación en el peldaño anterior del proceso. El presente apartado está dedicado aanalizar las categorías finales de daño: salud humana, calidad del ecosistema y recursos. Los valores ofrecidos para cada combustible dentro de la categoría de daño evaluada según el método empleado se expresan en porcentaje referido al diesel medio, teniendo éste asignado el porcentaje del 100% de impacto.

Los valores de impacto, para cada categoría, empleados para los cálculos vienen expresados en unidades "*point*".

Impact 2002+ considera cambio climático como una categoría única, en el caso de Eco-indicador 99 y ReCipe éste contribuye a aumentar el impacto en las categorías de Salud Humana y Calidad del Ecosistema. En consecuencia se ha sustraído el valor del impacto debido al cambio climático de estas categorías en los métodos referidos para que el resultado final sea homogéneo y comparable.

En la siguiente tabla se refleja una comparativa que muestra el origen de la diferencia encontrada en los valores de impacto final en el capítulo previo.

11.5.1 Salud Humana

SALUD HUMANA -SIN CAMBIO CLI	ReCipe	Impact2002+	EcoIndicador 99
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	734	1237	1659
MY: palm methyl ester, at esterification plant	387	586	597
RER: rape methyl ester, at esterification plant	332	485	676
RER: diesel, at regional storage	100	100	100
CH: diesel, at regional storage	90	94	94
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	13	13	15
US: soybean methyl ester, at esterification plant	109	8	114

Tabla 8. Porcentajes referidos al Diesel RER. Categoría Salud Humana sin efectos cambio climático.

SALUD HUMANA		
ReCipe	Impact 2002 +	EcoIndicador 99
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant
MY: palm methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant
RER: rape methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant
US: soybean methyl ester, at esterification plant	RER: diesel, at regional storage	MY: palm methyl ester, at esterification plant
RER: diesel, at regional storage	CH: diesel, at regional storage	RER: diesel, at regional storage
CH: diesel, at regional storage	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	CH: diesel, at regional storage
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant

Tabla 9. Ordenación (peor á mejor) ref. diesel en categoría salud humana -sin cambio climático.

Las tablas muestran como en el caso de los procesos industriales las tres metodologías *EICV* aportan resultados de valor similar. Pero para los combustibles con origen vegetal se aprecian diferencias entre ellos: caso particular de biocombustible con origen en la soja con origen en USA. Sin embargo no tiene una relevancia significativa para el resultado final, siendo los valores homogéneos el alto grado para en el resto de combustibles.

11.5.2 Calidad Ecosistema

Se procede de forma similar que en la categoría de salud humana, una vez eliminados los efectos del cambio climático para tener resultados homogéneos en las tres categorías y poder compararlos de la forma lo más fiable posible.

ECOSISTEMA SIN CAMBIO CLIMA	ReCipe	Impact2002+	EcoIndicador 99
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	277546	165	24597
RER: rape methyl ester, at esterification plant	5306	4407	17269
US: soybean methyl ester, at esterification plant	4420	1224	12334
MY: palm methyl ester, at esterification plant	110760	369	5533
RER: diesel, at regional storage	100	100	100
CH: diesel, at regional storage	77	83	88
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	5	11	12

Tabla 10. % de impacto al ecosistema referidos al diesel RER por metodología.

ECOSISTEMA		
ReCipe	Impact 2002 +	EcoIndicador 99
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant
MY: palm methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant
RER: rape methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant
US: soybean methyl ester, at esterification plant	RER: diesel, at regional storage	US: soybean methyl ester, at esterification plant
RER: diesel, at regional storage	CH: diesel, at regional storage	RER: diesel, at regional storage
CH: diesel, at regional storage	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	CH: diesel, at regional storage
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant

Tabla 11. Orden de impacto a la calidad del ecosistema según ReCipe / EI99 / Impact2002+ .

Se observa que entre los biocombustibles existen unas diferencias muy significativas, en especial cuando se cotejan los porcentajes entre método EICV. Con Eco-Indicador 99, en el caso del combustible de aceite de palma de Malasia, obtenemos en comparación con el de soja de Brasil una relación 0,225; en el caso de ReCipe es de 0,4 que coincide con Impact 2002+ con 0,45.

La mayor diferencia entre metodologías ser observa en el tratamiento del combustible de soja de USA, si calculamos su proporción con la de Brasil, obtenemos que para EI99 es de 2, para Recipe es de 62.8 y para Impact 2002+ de 0.14.

Se debe recordar que Impact 2002+ no considera la transformación del suelo.

Se deduce que, si bien en salud humana había pequeñas diferencias, a excepción del caso de la soja de origen en USA para Impact 2002+, los resultados eran aceptables. En el caso de la categoría ecosistema, además de diferencia de orden en la clasificación se observa una diferencia y disparidad en las valoraciones numéricas en el caso particular de los biocombustibles y en especial cuando se presume existe un proceso de afección al suelo significativo dentro el ciclo de vida del producto.

11.5.3 Recursos

Según los resultados contenidos en la siguiente tabla se ve que hay una correlación entre las metodologías y el daño. Los métodos se muestran confiables para esta categoría final de daño en base los valores que ofrecen. La razón de las diferencias del indicador final no las hay que buscar en esta categoría daño.

RECURSOS RENOVABLES	ReCipe	Impact2002+	EcoIndicador 99
CH: diesel, at regional storage	101	101	101
RER: diesel, at regional storage	100	100	100
RER: rape methyl ester, at esterification plant	42	48	39
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	21	23	19
MY: palm methyl ester, at esterification plant	19	24	18
US: soybean methyl ester, at esterification plant	21	22	18
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	7	9	7

Tabla 12.Valores en porcentaje referidos al diesel RER para la categoría recursos renovables.

RECURSOS		
ReCipe	Impact 2002 +	EcoIndicador 99
CH: diesel, at regional storage	CH: diesel, at regional storage	CH: diesel, at regional storage
RER: diesel, at regional storage	RER: diesel, at regional storage	RER: diesel, at regional storage
RER: rape methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant
US: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant
MY: palm methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant

Tabla 13.Impactos categorías recursos por orden de mayor grado á menor.

Es congruente a tenor de los resultados evaluados y su valoración,continuar el estudio centrándolo en los impactos a la Calidad del ecosistema, por ser la categoría que observa más discrepancias a la hora de hacer comparar los resultados de aplicar los diferentes modelos al mismo biocombustible.

11.6 Comparativo categorías de impacto

El presente apartado versa sobre el análisis de las categorías más significativas para el daño a calidad del ecosistema de forma más particular: ecotoxicidad y uso del suelo; y por su parte toxicidad humana para la categoría de daño salud humana.

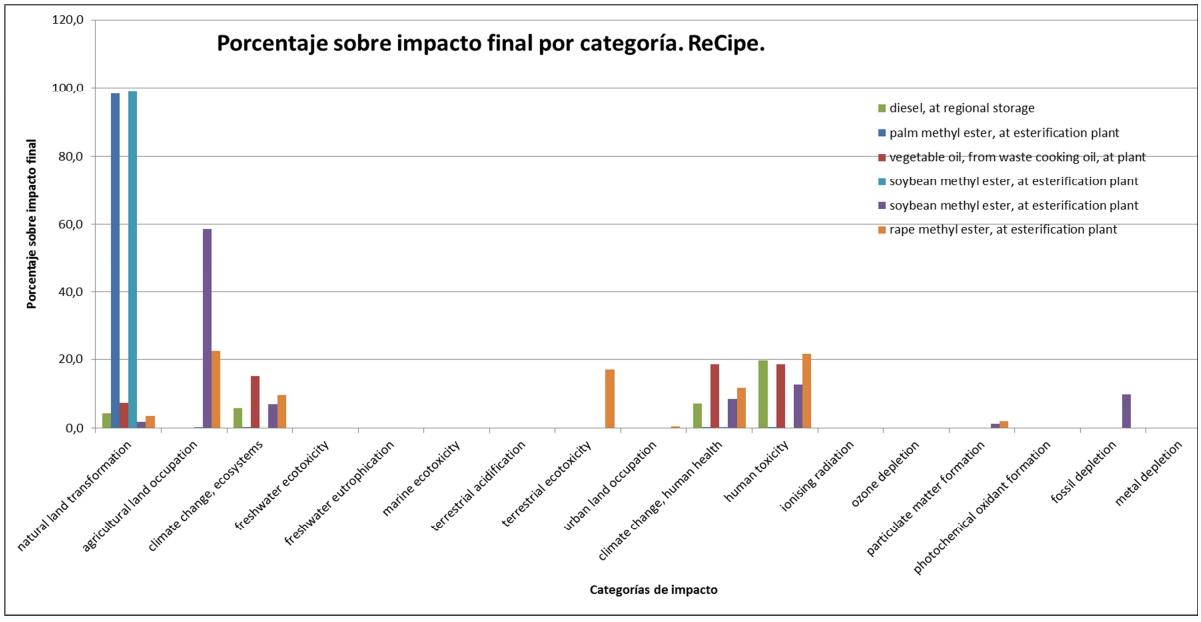


Ilustración 34.Peso de las categoría sobre impacto final según ReCipe (combustibles).

11.6.1 Cambio climático

Independientemente del método empleado para hacer la evaluación del impacto el orden combustibles según el impacto referido en porcentaje al diesel, de mayor a menor, es el

mismo. La elección de combustible para está categoría no se vería comprometida por el método en el que se basase el estudio comparativo.

CAMBIO CLIMÁTCIO		
ReCipe	Impact 2002 +	EcoIndicador 99
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant
RER: rape methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant
MY: palm methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant
US: soybean methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant
CH: diesel, at regional storage	CH: diesel, at regional storage	CH: diesel, at regional storage
RER: diesel, at regional storage	RER: diesel, at regional storage	RER: diesel, at regional storage
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant

Ilustración 35. Orden de impacto cambio de clima según % referido al diesel.

11.6.2 Toxicidad humana

TOXICIDAD HUMANA	ReCipe	Impact2002+	EcoIndicador 99
RER: rape methyl ester, at esterification plant	501	3114	4751
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	177	-1356	4335
MY: palm methyl ester, at esterification plant	390	256	469
RER: diesel, at regional storage	100	100	100
CH: diesel, at regional storage	90	89	95
US: soybean methyl ester, at esterification plant	84	-1435	87
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	16	22	34

Tabla 14. Categoría Toxicidad Humana en % referida al diesel RER como 100%.

TOXICIDAD HUMANA		
ReCipe	Impact 2002 +	EcoIndicador 99
RER: rape methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant
MY: palm methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	RER: diesel, at regional storage	MY: palm methyl ester, at esterification plant
RER: diesel, at regional storage	CH: diesel, at regional storage	RER: diesel, at regional storage
CH: diesel, at regional storage	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	CH: diesel, at regional storage
US: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant

Tabla 15.Orden de impacto en toxicidad humana de combustibles según metodología empleada.

Existen diferencias cuya explicación radica en que Impact 2002+ utiliza métodos de evaluación de los impactos propios, frente a EI99 y ReCipe. Pero que a tenor de los valores finales en porcentaje referido de la categoría Calidad Ecosistema no son la causa de las discrepancias en la comparativa de combustibles en función del método *ECIV*. Pero la categoría toxicidad humana tiene un peso inferior al 3% respecto al impacto final,

é incluso para el modelo Impact 2002+ y en el caso particular de algún biocombustible tiene un efecto favorable para el impacto medioambiental.

11.6.3 Ecotoxicidad

ECOTOXICIDAD	ReCipe	Impact2002+	EcoIndicador 99
RER: rape methyl ester, at esterification plant	174959	2653	429
MY: palm methyl ester, at esterification plant	40713	-291	252
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	4104	-1786	120
RER: diesel, at regional storage	100	100	100
US: soybean methyl ester, at esterification plant	488	-1667	95
CH: diesel, at regional storage	79	81	93
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	5	10	21

Tabla 16. Ecotoxicidad con ReCipe & Impact2002+ & EI99 para combustibles.

ECOTOXICIDAD		
ReCipe	Impact 2002 +	EcoIndicador 99
RER: rape methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant
MY: palm methyl ester, at esterification plant	RER: diesel, at regional storage	MY: palm methyl ester, at esterification plant
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	CH: diesel, at regional storage	BR: soybean methyl ester, at esterification plant
US: soybean methyl ester, at esterification plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	RER: diesel, at regional storage
RER: diesel, at regional storage	MY: palm methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant
CH: diesel, at regional storage	US: soybean methyl ester, at esterification plant	CH: diesel, at regional storage
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant

Tabla 17.Ecotoxicidad con ReCipe & Impact2002+ & EI99 para combustibles.

Estos valores negativos en Impact 2002+ se explican porque su modelo considera absorciones de contaminantes del suelo por parte de los cultivos de biomasa. Estos valores influyen para el caso de ésta metodología en el orden de los combustibles en la categoría de daño ecosistema unido al hecho de menor consideración del suelo.

Pero sigue habiendo discrepancias entre ReCipe y EI99 que no tienen la explicación, por el valor porcentual de la diferencia entre métodos para un mismo biocombustibles.

ECOSISTEMA		
ReCipe	Impact 2002 +	EcoIndicador 99
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant
MY: palm methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant
RER: rape methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant
US: soybean methyl ester, at esterification plant	RER: diesel, at regional storage	US: soybean methyl ester, at esterification plant
RER: diesel, at regional storage	CH: diesel, at regional storage	RER: diesel, at regional storage
CH: diesel, at regional storage	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	CH: diesel, at regional storage
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant

Tabla 18. Categoría ecosistema en combustibles con ReCipe & Impact2002+ & EI99.

Las siguientes gráficas son representativas del tratamiento de la ecotoxicidad del suelo hace Impact 2002+.

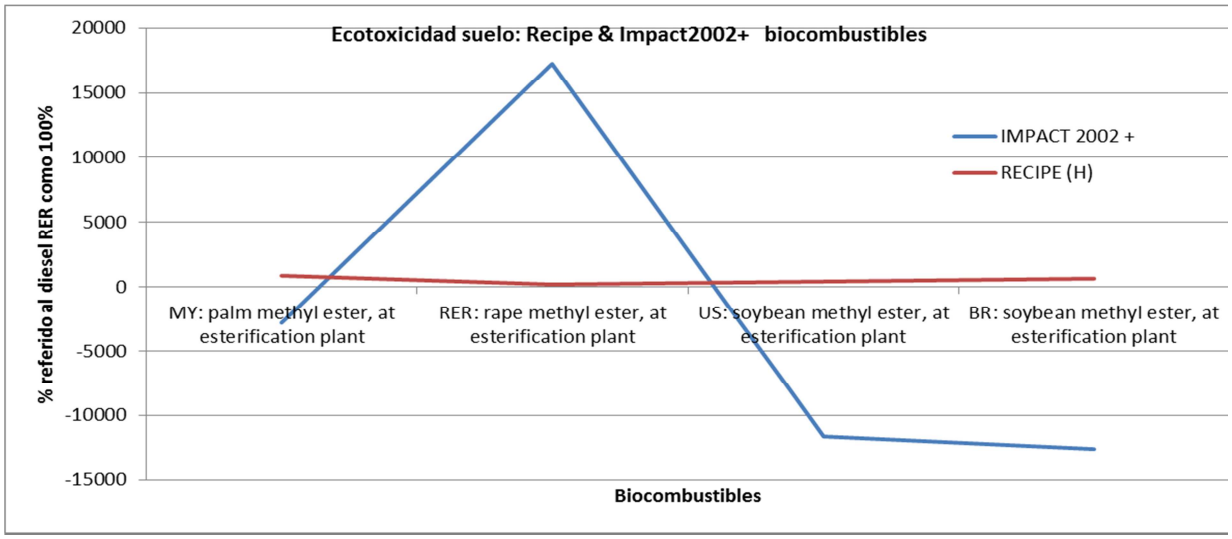


Ilustración 36. Gráfica comparativa de ecotoxidad del suelo con ReCipe & Impact2002+ para biocombustibles.

11.6.4 Uso de suelo

La categoría de calidad del ecosistema se muestra como razón de las principales diferencias de resultado al aplicar diferentes modelos para la evaluación de impacto en el ciclo de vida de combustibles líquidos con origen en la biomasa. A su vez la categoría final de daño a la calidad del ecosistema parece comprometida por la categoría de impacto de uso de suelo. Lógicamente esto tiene repercusión especial en aquellos combustibles cuya materia prima de origen es la basada en biomasa, a mayor cantidad de kg de biomasa necesaria para 1GJ de energía mayor será la importancia de la categoría uso de suelo en el resultado; pero a su vez la productividad del cultivo también influye en la cantidad de suelo afectada por kg de biomasa.

Se valoran en una primera fase los resultados de la categoría uso de suelo en su conjunto, como suma de ocupación y transformación.

Uso Suelo	ReCipe	Impact2002+	EcoIndicador 99
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	284636	96449	42080
RER: rape methyl ester, at esterification plant	3162	102147	29273
US: soybean methyl ester, at esterification plant	4525	148119	21091
MY: palm methyl ester, at esterification plant	113081	33313	9290
RER: diesel, at regional storage	100	100	100
CH: diesel, at regional storage	77	97	78
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	5	40	8

Tabla 19. Valores en % referidos al diesel de la categoría Uso de Suelo por modelo EICV.

ReCipe valora negativamente combustibles que requieren una explotación de zonas naturales, en el caso de Impact 2002+ puntúa precisamente al contrario. En la siguiente gráfica se puede valorar de una forma más visual las grandes diferencias existentes al comparar el impacto de todos los combustibles del estudio en % referidos al diesel RER, para la categoría de uso del suelo y según cada una de las tres metodologías utilizadas.

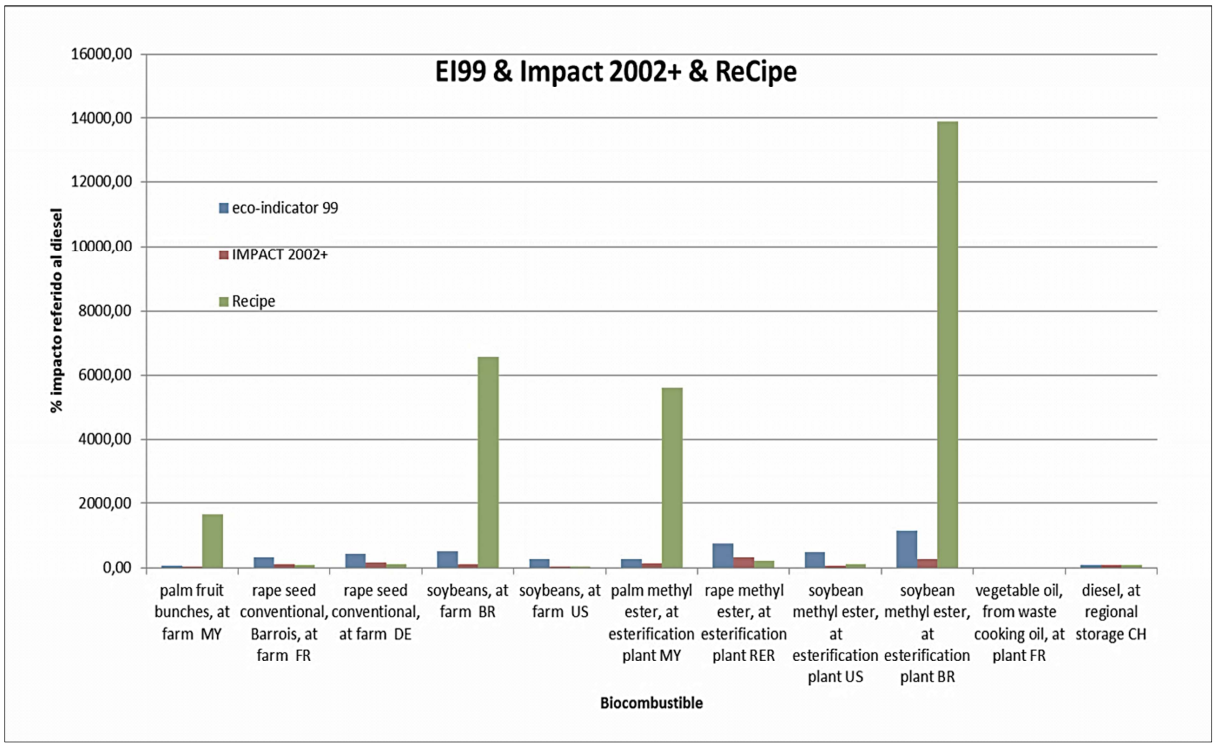


Tabla 20. EI99 & ReCipe & Impact categoría uso de suelo

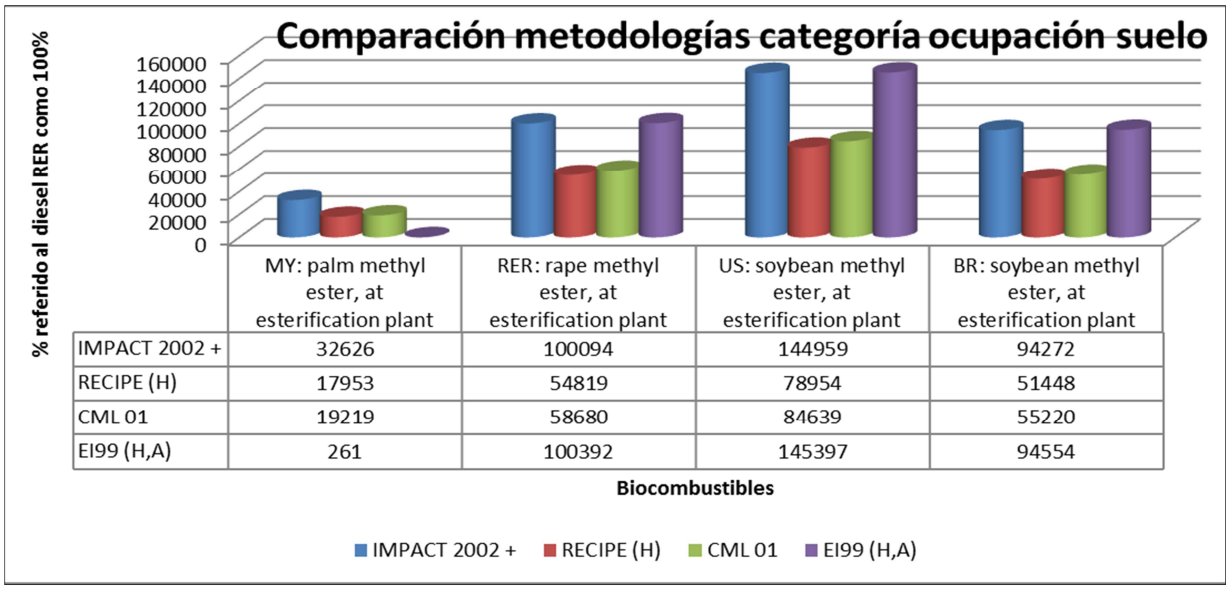
USO DE SUELO		
ReCipe	**Impact 2002 +**	**EcoIndicador 99**
BR: soybean methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant
MY: palm methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant
US: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant
RER: rape methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant	MY: palm methyl ester, at esterification plant
RER: diesel, at regional storage	RER: diesel, at regional storage	RER: diesel, at regional storage
CH: diesel, at regional storage	CH: diesel, at regional storage	CH: diesel, at regional storage
FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant

Tabla 21. Orden biocombustibles por mayor grado de impacto por uso del suelo según metodología.

Si los datos contenidos en la tabla 14 fuesen los indicadores a seguir como referencia de elección para las opciones de combustibles, exceptuando para el caso de combustibles industriales debido su bajo impacto sobre el uso del suelo, la decisión sería bastante diferente si nos fijamos en los resultados de ReCipe ó bien optamos por emplear EI99 é Impact 2002+.

Incluso la diferencia que existe para la misma metodología si es soja de USA ó con origen en Brasil.

Se hace necesario bajar un escalón más en el análisis y entrar en valoraciones a nivel ocupación de suelo y transformación. En el siguiente gráfico se puede ver que hay congruencia entre la valoración de Impact 2002+ y EI99 para la ocupación del suelo, lo cual es lógico, ya que el primero toma los factores de caracterización del segundo. ReCipe valora de forma menos importante la ocupación de zonas, sin embargo en el resultado final como comprobamos con los datos previos era la metodología que consideraba para la categoría uso del suelo más negativamente la soja de Brasil.



	MY: palm methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant
IMPACT 2002 +	32626	100094	144959	94272
RECIPE (H)	17953	54819	78954	51448
CML 01	19219	58680	84639	55220
EI99 (H,A)	261	100392	145397	94554

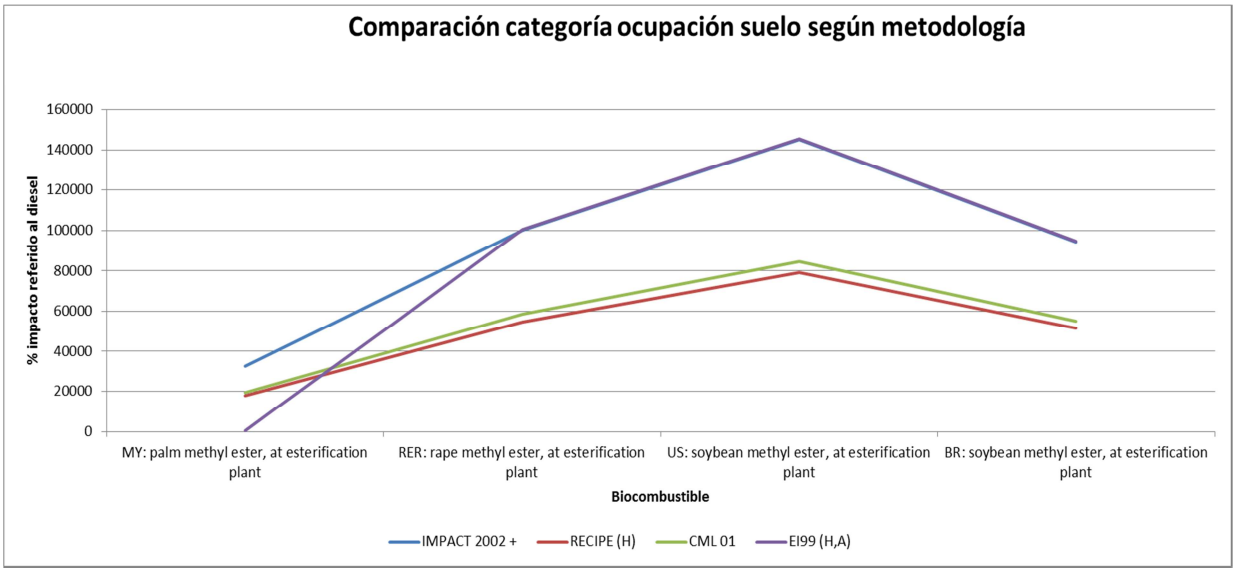
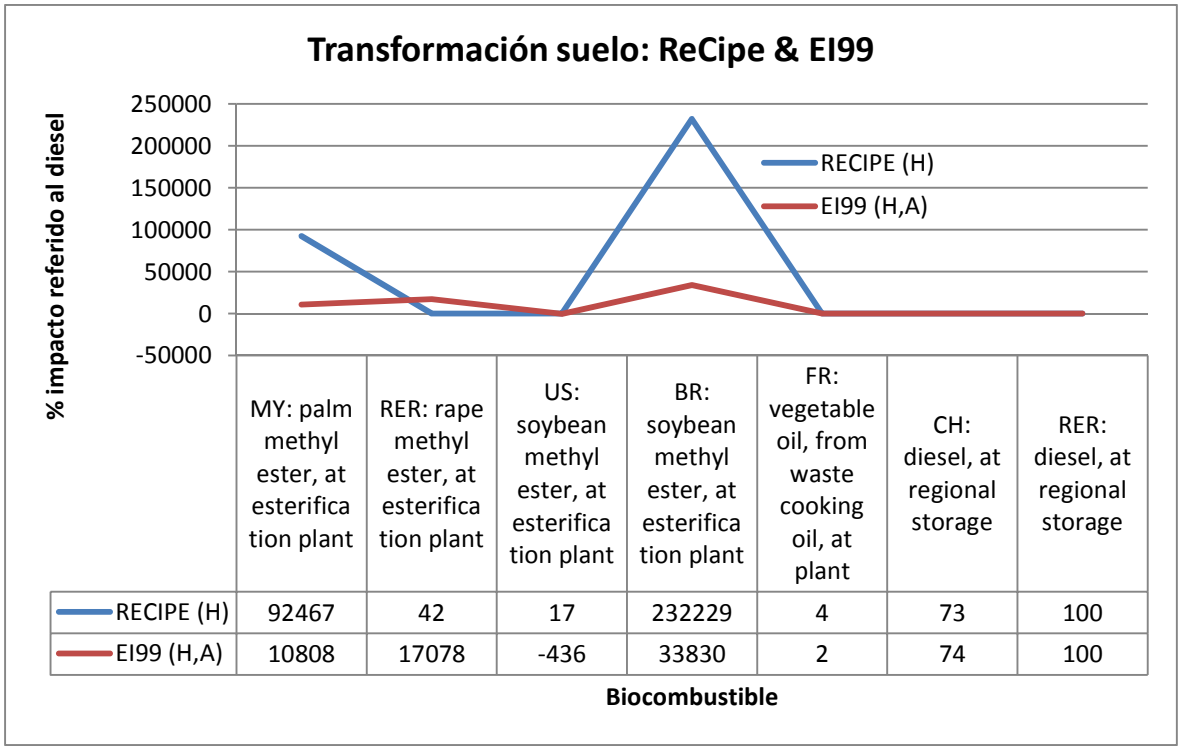


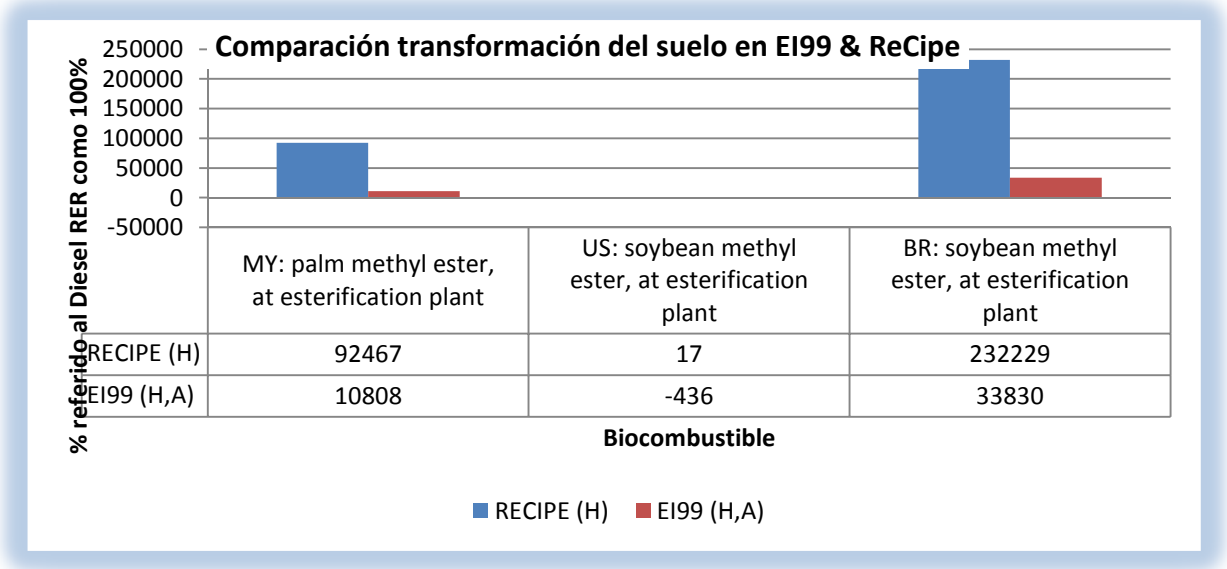
Ilustración 37. Gráfica impacto biocombustibles por ocupación del suelo según metodología utilizada.

Debido a la ocupación hay diferencias de valor del impacto, pero en cuanto al resultado final se puede decir que es confiable. La discrepancia se deduce que se corresponde, por descarte de opciones, con el impacto debido a la transformación del suelo. Se desarrolla esta hipótesis en los siguientes desarrollos para comprobar su certeza.

Impact 2002+ no considera la transformación del suelo, en consecuencia la comparación se recude a los casos de ReCipe é EI99. La siguiente gráfica recoge la comparación para los combustibles estudiados según ambas metodologías EICV.



	MY: palm methyl ester, at esterification plant	RER: rape methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant	FR: vegetable oil, from waste cooking oil, at plant	CH: diesel, at regional storage	RER: diesel, at regional storage
RECIPE (H)	92467	42	17	232229	4	73	100
EI99 (H,A)	10808	17078	-436	33830	2	74	100



	MY: palm methyl ester, at esterification plant	US: soybean methyl ester, at esterification plant	BR: soybean methyl ester, at esterification plant
RECIPE (H)	92467	17	232229
EI99 (H,A)	10808	-436	33830

Ilustración 38. Gráficas transformación suelo con EI99 & ReCipe.

Se deduce de los valores representados que las discrepancias en la valoración de la transformación del suelo son de gran importancia entre ambas metodologías. Si se tiene en cuenta que aun aplicando diferentes métodos la selección entre dos combustibles por su impacto referido al diesel era la misma. Es la transformación el factor que introduce la incertidumbre en la valoración final.

		ReCipe			Impact 2002+	ECO 99 (H,A)	
		ocupacion suelo	suelo transformado	uso suelo	uso suelo	suelo tranformad	suelo ocupado
		ecosystem quality	ecosystem quality	TOTAL	ocupado	points	points
Name	Unit	points	points	points	points		
palm fruit bunches, at farm MY	kg	0,015782845	2,1061	2,121882845	0,00003781		
rape seed conventional, Barrois, at farm FR	kg	0,15173841	0,00085437	0,15259278	0,00030214		
rape seed conventional, at farm DE	kg	0,1159445	0,0012179	0,1171624	0,00023032		
soybeans, at farm BR	kg	0,08783967	8,4359	8,52373967	0,00017504		
soybeans, at farm US	kg	0,16424588	0,00023893	0,16448481	0,0003277		
palm methyl ester, at esterification plant MY	kg	0,05360157	7,1055	7,15910157	0,00012798	0,266389115	0,001090332
rape methyl ester, at esterification plant RER	kg	0,1976428	0,0025671	0,2002099	0,00039242	0,420922014	0,418748991
soybean methyl ester, at esterification plant US	kg	0,28535866	0,0010893	0,28644796	0,00056903	-0,010752217	0,606474094
soybean methyl ester, at esterification plant BR	kg	0,18607534	17,834	18,02007534	0,00037053	0,834	0,394
vegetable oil, from waste cooking oil, at plant FR	kg	0,000116356	0,00017754	0,000293896	1,5442E-07	5,38601E-05	0,000170742
diesel, at regional storage CH	kg	0,000316959	0,0045301	0,004847059	3,7138E-07	0,001835502	0,0004047
diesel, at regional storage RER	kg	0,000333724	0,0059972	0,006330924	3,8417E-07	0,002464694	0,000417115

Tabla 22. Datos endpoint según producto y metodología debidos al uso del suelo.

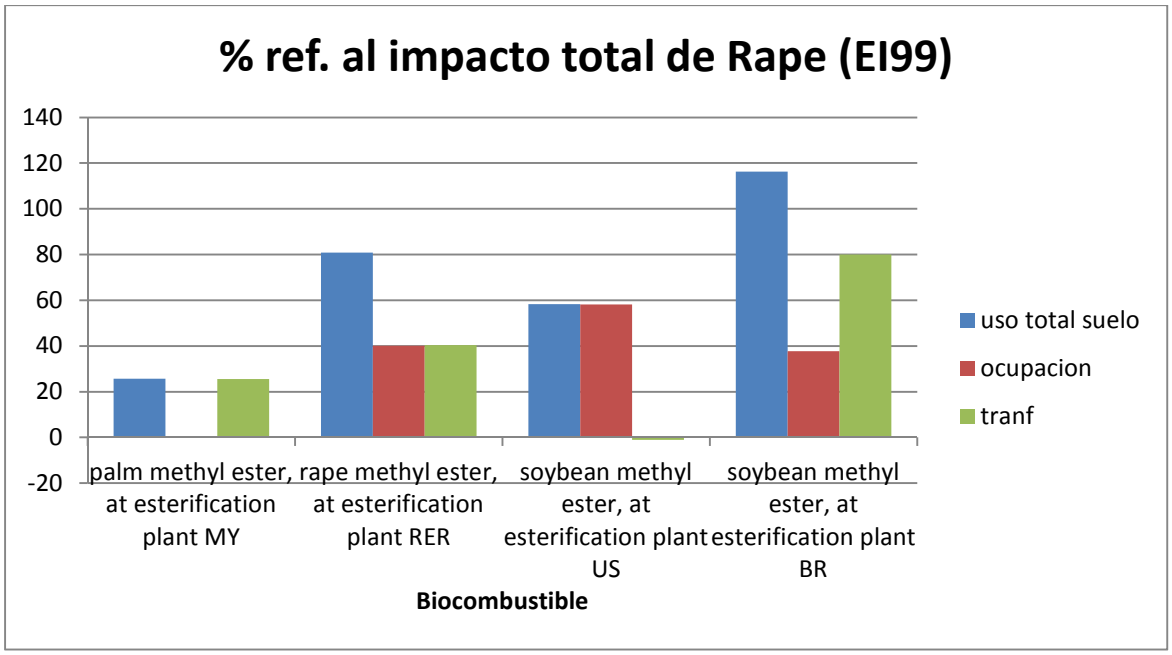
De los valores *endpoint* recogidos en la tabla superior se puede observar la gran diferencia que hay para un mismo producto, debido a la transformación del suelo, en función de su ubicación geográfica y por ende del tipo de suelo original que va a ser transformado; ya que el tipo de suelo final es el mismo en ambos casos. Por su parte la ocupación mantiene un mayor equilibrio.

Entre productos diferentes se puede explicar por la necesidad de mayor superficie suelo para un kg de producción de biomasa, ó la necesidad de mayor cantidad de biomasa para obtener la misma energía a partir del biocombustible generado con la misma.

Relacionando los datos de la tabla previa podemos relacionar la transformación del suelo con la ocupación para cada tipo combustibles en función del método empleado. Se muestra el factor relación “impacto suelo transformado / impacto suelo ocupado” para tres biocombustibles con origen en diferente cultivo de biomasa según ReCipe y EI99.

Cultivo	ReCipe	EI99
Soja de Brasil	96	2,1
Soja de USA	0,04	<0

Tabla 23. Relación entre suelo transformado y ocupado (EI99 & ReCipe).



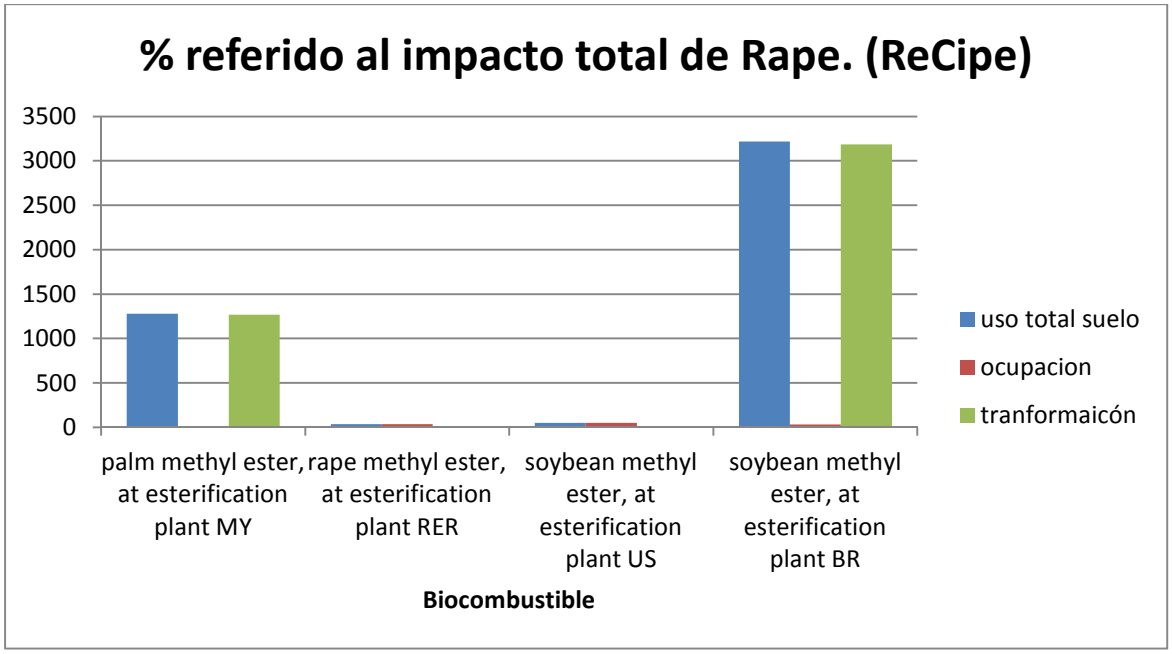


Ilustración 39. Comparativas de impacto del suelo referido al total del Rape EI99 & ReCipe.

Se observa que transformación en el caso de biocombustible a partir de aceite de Palma Malasia supone en ambos casos un peso importante sobre la ocupación. Pero en el caso de la soja de Brasil se observa una diferencia importante en la relación transformación/ocupación según metodología empleada.

Por otra parte si se plantea cómo evoluciona el impacto del uso del suelo del cultivo de biomasa al de biocombustible procedente de dicha biomasa, comparando para el caso particular de la soja de Brasil y USA, junto con la plan de Malasia mediante la aplicación de ReCipe: se observa que en el caso de USA el peso del impacto de transformación del suelo no proviene de la propia transformación del suelo para el cultivo, sino de procesos agregados en la obtención del biocombustible.

RECIPE			ocupacion suelo	suelo transformado
	soybeans, at farm US	kg	0,16424588	0,00023893
	soybean methyl ester, at esterification plant U	kg	0,28535866	0,0010893
	at farm / at esterification plant	rel	1,737	4,559
RECIPE			ocupacion suelo	suelo transformado
	soybeans, at farm BR	kg	0,08783967	8,4359
	soybean methyl ester, at esterification plant BR	kg	0,18607534	17,834
	at farm / at esterification plant		2,118	2,114
RECIPE			ocupacion suelo	suelo transformado
	palm fruit bunches, at farm MY	kg	0,015782845	2,1061
	palm methyl ester, at esterification plant MY	kg	0,05360157	7,1055
	at farm / at esterification plant		3,396	3,374

Tabla 24. Relación en ReCipe entre suelo transformado y ocupado.

Se considera en este punto interesante realizar una revisión de como se valoran los cultivos en la base de datos que nos proporciona la información que conforma el inventario y que alimenta los modelos para la evaluación de los impactos.

En el caso de la**palma en Malasia,** Ecoinvent considera que el bosque se tala desde su estado primario ("*rain forest*") para pasar a un estado intermedio llamado "*provision, stubbedland"* ó bosque talado. El cuál será transformado posteriormente al tipo de suelo para cultivo. En el proceso de tala el inventario no considera la maquinaria utilizada. De acuerdo a Nemecek et al (2004) la ocupación del suelo se calcula considerando el tiempo de ocupación y de acuerdo a Corley (2003) se estima por 28 años. El suelo se considera ocupado como "*occup., forest, intensive, short cycle*". (Niels Jungbluth, December 2007)

Land use	per kg FFB
Provision stubbed land MY [m2]	1.6E-02
Transformation to forest, intensive, short cycle [m2]	1.6E-02
Occupation, forest, intensive, short cycle [m2a]	4.48E-01

Tabla 25.Tipo de suelos transformados para cultivo Palma Malasia.

Para la **soja** dependiendo de su procedencia existen diferencias: en Brasil se obtiene dos cosechas al año, en consecuencia el requerimiento de suelo es menor que para el mismo producto en USA; 2,1 m^2/ kg por año en el caso de Brasil y de 3,9 m2/ kg por año en el caso de USA. Es significativo que en Brasil se utilizan el doble de fertilizantes que en el caso de USA y una cantidad similar de pesticidas. En USA se asume que el suelo de partida es "*suelo arable*" y se transforma a "*suelo arable",* esto explica que la transformación del suelo por cultivo tenga un impacto prácticamente nulo y que tenga más peso trabajos auxiliares ajenos al cultivo y la posible transformación del suelo, como se esperaría en un principio. (Niels Jungbluth, December 2007). Brasil se considera que el tipo de suelo inicial es *"shubbedland"* y se transforma a suelo cultivable, ó se modeliza de bosque primario á suelo cultivable. La producción en Brasil se estima el doble que en USA por el hecho de que hay dos cosechas al año.

Tipo suelo ocupado y transformado para la soja y la colza (rape) según ecoinvent 2010:

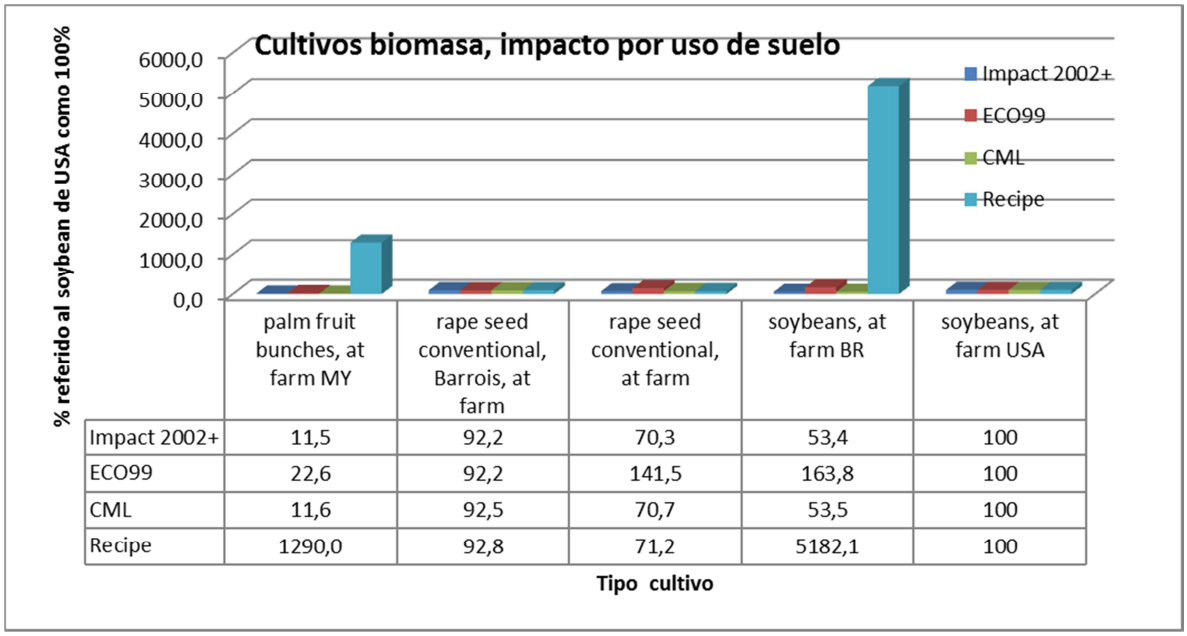
Land use	USA	Brazil
Transformation from arable [m2 per kg soybean]	3.79	3.77
Transformation from tropical rainforest [m2 per kg soybean]	-	6.2E-02
Transformation from shrub land, sclerophyllous [m2 per kg soybean]	-	1.0E-01
Transformation to arable [m2 per kg soybean]	3.79	3.93
Occupation, arable, not irrigated [m2a per kg soybean]	3.79	1.97

Tabla 26.Tipo suelo estimado de uso para la Soja por origen.

El propio inventario considera en USA no habrá impacto de transformación por cambio de tipo de suelo, se parte y llega al mismo estado del mismo. Si bien en el caso de Brasil se considera deforestación, luego la proporción de suelo se considera va a ser deforestada para obtener un kg de soja es mínimo, es algo a considerar.

Land use	per kg rape
Transformation from arable, not irrigated [m2]	2.08
Transformation from pasture and meadow [m2]	0.85
Transformation to arable, not irrigated [m2]	2.93
Occupation, arable, not irrigated [m2a]	2.69

Tabla 27. Tipo de suelos transformados para el cultivo de Rape en Alemania.



	palm fruit bunches, at farm MY	rape seed conventional, Barrois, at farm	rape seed conventional, at farm	soybeans, at farm BR	soybeans, at farm USA
Impact 2002+	11,5	92,2	70,3	53,4	100
ECO99	22,6	92,2	141,5	163,8	100
CML	11,6	92,5	70,7	53,5	100
Recipe	1290,0	92,8	71,2	5182,1	100

Tabla 28.Valoraciones cultivos de biomasa según modelo EICV.

Se plantea el hecho de que la consideración que realice el inventario sobre como va a ser el proceso de transformación del suelo resulta primordial para el resultado final. De igual forma el porcentaje supone de cada tipo de suelo original y el tipo final al que se va a transforma tiene un peso de gran importancia. Si comparamos para un cultivo de soja de Brasil y uno de palma de Malasia los factores de caracterización aplicados en cada metodología en función del suelo ocupado, según datos de ecoinvent son:

Cultivo	Tipo suelo ocupado	M^2/ año por Kg	Recipe	EI99
Soja de USA	Arable, no irrigated	3.79	$1,84.E^{-8}$	1,15
Soja de Brasil	Arable, no irrigated	1.97	1,84.E-8	1,15
Palma Malasia	Forest, short cycle	$4.48E^{-1}$	$1,52.E^{-8}$	1,15

Tabla 29.Factores daño según ocupación suelo (Recipe y EI99). (Niels Jungbluth, December 2007)

Si calculamos el daño en cada cultivo y para cada una de las dos metodologías, multiplicando superficie por factor, y a continuación los referimos por ejemplo a la Palma de Malasia en cada metodología. Se obtiene como resultado que para EI99 el impacto de ocupación de 1kg de soja de Brasil 4,4 veces el producido por un 1 Kg de Palma de Malasia, en el caso de ReCipe 5,3. Y por otra parte para ReCipe la proporción de efecto por ocupación entre la Soja de USA y la de Brasil es del doble similar a la ofrecida por EI99.

Cultivo	Recipe	EI99
Soja de USA	1024	846
Soja de Brasil	532	440
Palma Malasia	100	100

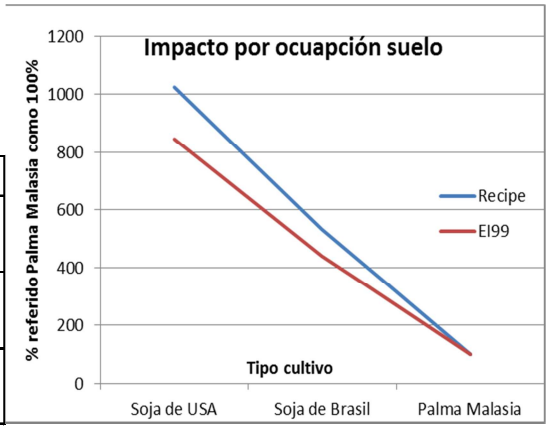


Tabla 30.Relación de impactos por ocupación de suelo ref. Palma de Malasia.

Esto es debido a que la consideración no es la misma. Mientras ReCipe varía sus factores, Eco-indicador 99 (EI99) los considera con el mismo factor de daño. Este mismo hecho ocurre en los impactos debidos a la transformación. Esto se traduce en el problema de selección que se recoge en la siguiente tabla, en donde se muestra con un ejemplo particular cual sería el mejor biocombustible, aplicando EI99 y ReCipe (para la Soja de Brasil, Soja de US y Palma de Malasia como materias primas) en función del uso de suelo, incluyendo en la comparativa también os cultivos sin agregados:

	Biocombustible			Cultivo
	ocupacion	Tranfor.	uso total	
ECO99	Palma MY	Soja US	palma MY	palma MY
ReCipe	Palma MY	Soja US/palma MY	Soja US	Soja US

Tabla 31. Selección mejor biocombustible: suelo y cultivo.

12 Conclusiones y líneas de futuro

12.1 Valoración de la confiabilidad

Se han valorado los resultados obtenido del estudio y cotejado con los principios de desarrollo de cada una de las metodologías y se ha llegado a las siguientes conclusiones:

- Como resultado de las comparaciones en los diferentes niveles del EICV entre las metodologías seleccionadas se ha encontrado que los resultados que aportan no son confiables en el caso de ejemplo. La selección del mejor biocombustible, por efecto global ó para la categoría de impacto por el uso del suelo, se muestra dependiente de la metodología empleada.
- Las metodologías estudiadas son confiables en procesos industriales. En el caso particular del presente estudio en aquellos combustibles en cuyo proceso de obtención prima la actividad industrial. Pero con el matiz de las variaciones observadas en el resultado para procesos donde tengan peso las categorías ecotoxicidad, toxicidad humana y el uso del suelo.
- Para la categoría de del uso del suelo se observan carencias importantes en caso de algunas metodologías como Impact 2002+ y CML01, que no valoran la transformación
- Se han encontrado discrepancias relevantes, por su importancia en el resultado final, en la valoración el impacto causado por el uso del suelo. Metodologías como EI99 dan más importancia relativa a la ocupación frente a la transformación,; en el caso de ReCipe el peso del impacto por el uso del suelo recae sobre la transformación.
- ReCipe y EI99 apoyan su valoración de la perdida de especies en un modelo matemático similar, pero el hecho de tomar factores y simplificaciones de forma distinta en su aplicación, las lleva a un resultado final divergente entre ambas para el mismo producto.
- El aspecto que mayor controversia introduce en el resultado final es la valoración de la transformación del terreno del estado original al de uso. La simple

consideración diferente en el tipo de suelo de partida da lugar a un resultado final totalmente distinto para el mismo producto, debido a los factores de caracterización aplicados.

- En el caso de ejemplo, la metodología EI99 la categoría uso de suelo se ve más afectada por procesos agregados para obtener el producto que por el propio uso del suelo para cultivo.

12.2 Carencias detectadas en las metodologías EICV

Al realizar el estudio comparativo de las distintas metodologías y evaluar de forma comparativa los resultados obtenidos en el caso ejemplo, se han detectado carencias que deben ser tenidas en consideración al realizar casos prácticas de ACV, siendo listadas a continuación:

- Dentro de la categoría de impacto por uso del suelo se han sido observadas carencias importantes dentro de las siguientes metodologías: Impact 2002+ no valora la transformación, CML 2001 sólo aporta un indicador midpoint en m2.año de ocupación.
- Aspectos tratados muy ligeramente y que no aportan datos significativos como es el caso del agua, y que por otra parte presenta un peso muy importante dentro de la cadena de sostenibilidad del planeta. El agua representa un recurso natural finito, indispensable para la supervivencia de las especies animales y vegetales, y que con el transcurrir del tiempo, debido al incremento de procesos industriales que lo requieren y al crecimiento de la población mundial va a ser más demandado. Con el consecuente peligro de “agotamiento” en el horizonte temporal. Debería incluirse y realizarse su valoración geográfica, en función del lugar de consumo y el potencial hídrico del mismo.
- Se ha encontrado que un aspecto como el ruido no es tratado por las metodologías de mayor uso analizadas. No se consideran impactos sobre la salud humana ni los cambios provocados por el mismo en el hábitat de especies. Cuando en la realidad el proceso productivo y de transporte asociado tanto a una plantación de biomasa, como la producción de biocombustible genera este tipo de contaminación, que es emitida al ecosistema que afectado.
- Metodologías actuales é innovadoras como Impact 2002+ y ReCipe, ni siquiera contemplan la categoría de ruido. El agua en caso de ser recogida como categoría, como sucede con ReCipe é Impact 2002+, sólo se valora a nivel intermedio y no aporta realmente información sobre la importancia relativa de su consumo. Además de no tener modelización a efecto final, con lo cual en el caso

del receptor del estudio se centre únicamente en las categorías finales de daño ó en el resultado final de impacto, el consumo de agua habrá sido considerado cuando sea empleado el citado valor. Ya sea para elegir la mejor opción de las comparadas por el estudio, ó para la toma de una decisión de otra índole.

- Las metodologías tienen un número muy limitado de ítems dentro de la clasificación que hacen del terreno por tipos de suelo. Más si se tiene en consideración que han sido desarrolladas con una validez de aplicación mundial A lo anterior hay se suma la el hecho de que los factores de caracterización para los tipos de suelo son muy limitados. Menores en número al de tipologías de suelo, como consecuencia de caracterizar tipos de suelo distinto con el mismo valor numérico.
- Se ha encontrado en el inventario utilizado que la valoración de la proporción de las áreas transformadas entre estado original y final es al menos cuestionable en valor, considerando como bueno las asignaciones de tipo de suelo.
- La valoración de la densidad de especies por área de suelo es muy discutible, ya que se debe a observaciones en zonas muy localizadas geográficamente en comparación con el área mundial en la que se van a aplicar las metodologías.

12.3 Metodologías complementarias

Ante las carencias detectadas en la categoría de uso de suelo, pero en especial en consumo de agua y ruido; cuya importancia se ha reflejado en puntos previos del estudio, se presentan un conjunto de

12.3.1 Uso del suelo

La huella ecológica puede servir de referencia para evaluar el uso del suelo. Sería útil el desarrollar algún tipo de indicador referenciado a la huella ecológica del producto utilizado como materia prima y su origen, ponderando su peso dentro del biocombustible El análisis é implementación de las investigaciones de realizadas por Baitz ó Erzinger.

12.3.2 Ruido

Ha quedado de manifiesto tras la evaluación de las principales metodologías, la falta de consideración de los impactos provocados por el ruido, cuando es seguro de la existencia de procesos en los que tendrá un peso importante y podría ser causa de un resultado final diferente en el estudio ó al menos de una matización. Sería interesante la incorporación de algún estudio de este impacto junto con el ACV.

La mayoría de los estudios sobre ruido ambiental realizados cuantifican el ruido ó hacen estimaciones de porcentaje de población afectada por el mismo pero no se centran en relacionar la emisión de un ruido concreto con su impacto real y mesurable sobre las personas.

La que se considera primera referencia de investigación sobre el ruido generado por el tránsito de transportes es el desarrollado por el profesor suizo Rudolf Müller-Wenk (Müller-Wenk, 2003). Sus trabajos han obtenido como resultado una metodología para cuantificar el efecto del ruido sobre la salud con la unidad de medida DALY e incorporarlo en los ACV. Existen otros trabajos sobre la temática como Gabor Doka(Doka, 2003) [2003] o los daneses Nielsen & Laursen(Nielsen, P.H., Laursen, J.E. , 2003), que han desarrollado otros métodos de evaluación del impacto nocivo sobre la salud humana.

- Metodología de Müller-Wenk

El método desarrollado por Müller-Wenk(Müller-Wenk, 2003)está basado en la metodología de la cadena causa-efecto que consiste en analizar cualquier modificación de alguna variable que interviene directamente sobre un contaminante, registrada en la fase del inventario del ciclo de vida (ICV) y referida sobre la salud humana. Originalmente se creó como una parte adicional a la metodología Eco-indicador 99, pero se puede usar con cualquier metodología que utilice DALYs. Las fases de desarrollo de la mencionada cadena son:

1. El análisis de destino, que describe el incremento de la concentración de contaminante, en este caso acústico (nivel de ruido), causado por la modificación de alguna variable registrada en el ICV.
2. El análisis de exposición, que muestra cuánta población está afectada por esta modificación y qué cantidad está exenta.
3. El análisis de efecto, que describe el efecto incremental sobre la salud que ocurriría si los seres humanos están expuestos a un cierto incremento de concentración del contaminante (ruido) durante un período de tiempo.
4. El análisis de daños, que describe la extensión total de daño a la salud humana que está representada por los arriba mencionados efectos para la salud.

El transporte que debe evaluarse no se considera como un único evento aislado, sino más bien como una pequeña parte del aumento anual de la densidad de tráfico en toda la red de carreteras de una región o país. El segundo paso consiste en calcular el número de población expuesta a niveles excesivos de ruido. Para ello se basó en un modelo informático para hallar los datos de exposición al ruido de carreteras disponible para el

cantón de Zúrich (que abarca aproximadamente un sexto de la población suiza). Extrapolando los resultados para esta zona, obtuvo los correspondientes datos de exposición de personas en toda Suiza.

Posteriormente obtuvo los valores subjetivos de molestia, que en este caso provienen de encuestas realizadas a personas expuestas al ruido del tráfico.

Los últimos pasos consisten en cuantificar el efecto y los daños sobre la salud humana. Utilizando los datos de exposición y molestia junto con los denominados pesos de discapacidad (DW, del inglés *Disability Weights*), obtiene los valores de daño sobre la salud en unidades DALY, o lo que es lo mismo, los años de vida ajustados o adaptados con una discapacidad.

- Metodología de Doka

Desarrollada por el suizo GaborDoka, en ella se postula que no existe ninguna relación lineal entre el valor de decibelios que provoca el ruido y los efectos sobre la salud humana. El decibelio es una medida logarítmica de la energía acústica y en consecuencia no se puede tener un simple factor de caracterización típico de los ACV que multiplica de inmediato con un valor de decibelios y obtener un DALY.

La metodología propuesta por este autor ha conseguido adaptar el concepto de Müller-Wenk para lograr estar en condiciones de calcular los DALY para diferentes modelos de ruido provocados por el turismo en Suiza

- Metodología de Nielsen & Laursen

Los investigadores del estudio son de origen danés y han centrado el contenido del mismo exclusivamente en el ruido que genera molestia en el ser humano durante el transporte de productos. La afectación en áreas potencialmente más sensibles al ruido (como parques naturales o zonas recreativas) y sobre animales no lo han considerado, para así conseguir un modelo con más claridad y sencillez. Además han considerado otras simplificaciones en lo que respecta a la distribución del ruido y a la cuantificación de la molestia provocada sobre las personas.

El nivel de ruido decrece con el incremento de las distancia debido a la atenuación causada por la divergencia de las ondas sónicas y la absorción atmosférica. Esta reducción puede estar influenciada además por varios factores como la topografía y las propiedades acústicas alrededor de la fuente, la presencia de paredes o edificios, la velocidad y dirección del viento, la humedad relativa, el gradiente de temperaturas,

direccionalidad del ruido, posición de la fuente con respecto a las personas receptoras, etc.

Este método sirve para calcular el ruido debido al transporte de carga por carretera y ferrocarril. Con una serie de modificaciones, pueden ser utilizados para los cálculos de molestias acústicas de otras fuentes de ruido como la industria, la carga, las obras de construcción, y el transporte por barco o avión.

De los métodos anteriormente descritos, el de Müller-Wenk es el más referenciado, aunque posee una mayor dificultad inicial, permite determinar muy fácilmente el incremento de casos afectados por un incremento del flujo inicial del tráfico y el cálculo de los DALY, gracias a las constantes que ha determinado. Este método es muy útil para obtener impactos en la categoría de ruido de forma genérica, independientemente de la ruta seguida y aplicable a grandes zonas, como un país entero.

Por su parte el método de Doka, es bastante práctico ya que, al obtener parámetros de ajuste, relaciona directamente el efecto nocivo sobre la salud con el ruido emitido por el tráfico. Como inconvenientes al método, destacar que, al estar basado en el de Müller-Wenk posee sus mismos aspectos mejorables, además de tener un rango de aplicación muy limitado por considerar solamente la población suiza.

Nielsen y Laursen proporcionan también un método sencillo de aplicación al tráfico de vehículos ya que considerando tan sólo la densidad poblacional, la distancia al foco, el ruido emitido y el tiempo del proceso, calcula el número de personas afectadas. Este método no contempla la subjetividad de los afectados potencialmente ya que en ningún momento tiene en cuenta el grado de molestia de los individuos.

Las conclusiones del estudio realizado por Garraín(Garraín, D., et al.)sobre la categoría de impacto ruido en el análisis de ciclo de vida fueron las siguientes:

- Debido a que el transporte se ha convertido en una pieza clave del sistema productivo mundial, y a su continua expansión, surge la necesidad de la inclusión de la categoría de ruido a la hora de evaluar a las consecuencias medioambientales y los efectos que provoca sobre la salud de las personas.
- La metodología causa-efecto es el procedimiento idóneo para poder incluir los efectos sobre las personas que provoca el ruido a la hora de evaluar el impacto ambiental con métodos como el ACV.

12.3.3 Agua

A la vista de la falta de consideración en la gran mayoría de las metodologías del consumo de agua, y en los pocos que es considerada se hace a nivel *midpoint*, aportando poca información y no novelizándose a categoría final. Sería útil el incorporar a los ACV en los cuales el consumo de agua tiene importancia una huella hídrica del proceso, que debería ser la global de todos los procesos intervinientes y ponderando su importancia en relación al origen de cada uno de ellos. Ya que no es lo mismos una huella hídrica de 100 en Malasia que en Marruecos. Por ejemplo en el caso de los biocombustibles la huella de hídrica del biocombustible de Soja de Brasil con la de Palma de Malasia.

12.4 Líneas de futuro

En virtud de las conclusiones que se han obtenido del estudio, se proponen como futuras líneas de trabajo para mejorar las carencias detectadas:

- Establecer que criterios seguir para escoger un método en concreto, para el caso particular de España y en función del objetivo a evaluar.
- Plantear la conveniencia de incluir algunos indicadores adicionales que complementes los estudios ACV con el fin de solventar las carencias detectadas, en especial, consumo de agua y generación de contaminación acústica.
- Posibilidad de trasponer la huella hídrica y la huella ecológica como complemento para reducir las carencias detectadas en lo modelos analizados en el presente estudio.
- Posibilidad de implementar categorías de daño contempladas en la metodología LIME (Japón) en los métodos más extendidos en Europa, ó implementarlos como un indicador anexo a las mismas.
- Ampliar las categorías de tipo de suelo y mejorar los factores de daño y caracterización de las existentes.
- Clasificar que metodología de evaluación de impactos del ciclo de vida se adapta mejor a cada ciclo a estudiar en función del sector de actividad.
- Realizar una adaptación de los pesos de la valoración de la transformación y uso de suelo ajustado a las distintas regiones españolas. Se debería estudiar los valores de los factores de *riqueza de especies* y *acumulación de especies* parael caso particular de España, con el fin de poder hacer una evaluación del impacto por el uso del suelo lo más ajustada posible a la realidad.

13 Bibliografía

Joint Research Centre. (2010). ILCD handbook. Internatinal reference Life Cycle Data System.

A. Rivarola et al. Grupo CLIOPE “Energía, ambiente y desarrollo sustentable” Facultad Regional Mendoza. (2011). Estudio y comparativa de de finde vida aplicado a palas de aerogeneradores, empleando metodoloíga de Análsis de Ciclo de Vida. *ASADES - Avances en energías renovables y medio Ambiente, 15*.

AENOR. (2003). Especificación Técnica Europea CEN/TS 14588:2003 [CEN-03].

Annete, K. (2008). *Water use in LCA:managing the planet´s fresahwater resources.* Institute of Environmental Engineering, Ecological Systems Design, ETH, Zurich,Switzerland.

Anton Vallejo, Mª Asunción. (2004). *Metodología del análsisi de ciclo de vida, en utilización del análisis del ciclo de vida enla evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterraneo.*Universidad Politécnica de Cataluña, Tesis doctoral.

Barnthouse et al. (1998). *Life cycle impact assessment:THe state-of-the-art.*SETAC, Pensacota FL. USA.

Baumannl, e. a. (2004). Reino Unido.

Bengysson, M. (2000). *Environmental valuation and life cycle assessmente. Thesis. Analysis weighting in LCA: Approaches and applications environmental progress.* Chalmers Univ. of Technology. Department of Environmental systems., Göteborg,S.

Bórquez, R. (2010). *Huella de carbono.*Fundación Terran.

Boustead, L. (1996). ACV-hoe it came about-the beginning in the UL. *1* (3).

Brundtland, G. H. (1987). *Informe Brundtland.*ONU.

Carpintero, O. (2006). La huella ecológica de la agricultura y la alimentación en España, 1955-2000. *AREAS. Revista Int. de Ciencias Sociales* (25), 31-45.

Carrera, T. (2010). *Informe Biocombustibles 2012.* Consultoría Torres y Carrera.

Chacón Vargas, J. R. (2008). Historia ampliada y comentada del análisis de ciclo de vida (ACV). (72), 37-70.

CIEMAT. (2006). Análisis del ciclo de vida de combustibles alternativos ara el transporte. FASE II. Análisis de ciclo de vida comparativo del Biodiesel y del Diesel.

Ciemat. (2005). *Análisis del ciclo de vida de combustibles alternativos para el transporte. Fase i. Análisis de ciclo de vida compartaivo del etanol de cereales y de la gasolina.*

Civi, B. M.t et al. (2011). *Comparación entre la huella hídrica de biodiesel obtenido a partir de aceite de colza y aceite de soja.* Grupo CLIOPE, Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Mendoza.

Cowell, S. (1998). Environmental Life Cycle Assessment of agricultural systems:integration into decision making. PhD dissertation, Centre of Environmental Strategy,University of Surrey, Guildford, UK.

Curran, M. (2004). The status of life-cycle assessment as an environmental management tool. 277-283.

Doka, G. (2003). *Ergaenzung der Gewichtungsmethode für Oekobilanzen Umweltbelastungs¬punkte'97 zu Mobilitaets - UBP'97", Doka LCA.* ASTRA, Switzerland.

Finneveden, G. (1999). *A critical review of operatonal valuation weighting methods for life cycle assessments.* EPA. Stockholm, 5: Avfallsforskingsradet (AFR), Swedishh: AFR Repor 255.

Finneveden, G. (1996). *Valuation methods within the framework of life cycle assessment. 13. 1231.* Environmental Research Institute report (IVL_Report). Stockholm., Swedich.

Finnveden, G. (2000). On the limitations of life cycle assessmente and environmental systems analysis tool in general. (5 (4)), 229-238.

García Oca, L. (2008). *Análisis del ACV en la aplicación intensiva de energía renovables en el ciclo de abastecimiento de agua.* AUMA, Dpto. de Física é Ingeniería Nuclear.

García., I. J. *Energía y Exergía: Enfoques hacia la Sostenibilidad mediante el Análisis de Ciclo de Vida.* Universidad Politécnica de Cataluña.

Garraín, D.(p); Franco, V.; Vidal R.; Moliner, E.; Casanova, S. (s.f.). La categoría de impact de ruidos en los análisis de ciclo de vida.

Gerbens-Lenes, P.W.; Hoekstra, A.Y. (2010). *The water footprint of biofuel-based transport.The value of water research report series nº 44.* Dlft,the Netherlands: UNESCO IHE Institue for Water Education.

Goedkoop, M., Hofsteletter, P., Müller-Wenk, R., Spriemsma, R.. (1998). *The Ecoindicator 98 Explained. International Journal of Life Cycle Assessment, 3(6), 352-360.*

Goedkoop, M., Spriensma, R. (2001). *The Eco-indicator 99. A damage oriented method for life cycle assessment.*Amersfoot, The Netherlands.: Pre-Consultants.

Goncalves, A. J. (2004). *El análisis de ciclo de vida y su aplicación a la arquitectura y al urbanismo.* ETSAM, Madrid.

González, S. H. (2011). Evaluación ténica y medioambiental de la producción de biomasa lignocelulósica de cultivos energéticos para la generaicón de energía eléctrica en España. (E. T. ICAI, Ed.)

Guinée J., e. a. (2009). *Habdbook LCA- CML.*

Guinée, J. (2002.). *"Handbook of Life Cycle Assessment – Operational Guide to the ISO standards".* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Guinée, J. e. (2001). *Development of a methodology for envioronmetal life cycle assessment of productos; with a case study on margarines.* Tesis, Leiden University, Leiden.

Hansen, Den Friis, Jensen, Michael Grouleff. Chemical and biologiacal characteristics of exhaust emissions from a DI diesel engine fuelled with rapeseed oil methyl ester (RME). (SAE paper Nº 971689, 1997, p. 215.).

Hertwich, E.G., Hammitt, J. . (2001). *A Decission-Analitic Framework for Impact Assessment. Part 2: Midpoints, Endpoints and Criteria for Method Development. International Journal of Life Cycle Assessment, 6(5), 265-272.*

Hertwich, E; Pease, W and Koshland, C. (1997). *Evaluating the environmental impact of products anda production processes : a comparision of six methods.*

Humbert, e. a. (2012). *Impact 2002+: user Guide. ver. Q2.2.* Quanties sustainability Counts.

IDAE. (2008). *Proyecto TREATISE. Combustibles y vehículos alternativos.* Madrid: IDAE.

Iglesias, D. H. (2005). Relevamiento exploratorio del análisis del ciclo de vida de productos y su. *Contribuciones a la Economía* .

IHOBE. (2009). *Análisis del ciclo de vida y Huella de carbono- dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto-.* (M. M. Taldea, Trad.) País vasco: IHOBE- Sociedad Pública de Gestión Ambiental.

IHOBE. (2011). *Etiquetado Ambiental de productos - Guía de criterios ambientales para la mejora de producto.* País Vasco: Ihobe- Sociedad Pública de Gestión Ambiental.

Iris Romero, B. (2002). El análisis del ciclo de vida y la gestión ambiental. 91-97.

ISO. (2003). *ISO/TR 14047:2003. Gestión ambiental. Evaluación del impacto del ciclo de vida. Ejemplos de aplicación de ISO 14042.*

ISO. (2000). *ISO/TR 14049:2000. Gestión ambiental. Evaluación del ciclo de vida. Ejemplos de la aplicación de ISO 14041 a la definción de objetivo y alcance y análisis de inventario.*

ISO. (2002). *ISO/TS 14048:2002. Gestión ambiental. Evaluación del ciclo de vida. Formato de documentación de datos.*

ISO. (2006). *UNE-EN ISO 14040:2006 Getión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia.(ISO 14040:2006).* AENOR.

ISO. (1999). *UNE-EN ISO 14041:1999. Gestión medioambiental. Análisis de ciclo de vida. Definición del objetivo y alcance y el análisis de inventario. (ISO 14041:1998).* AENOR.

ISO. (2001). *UNE-EN ISO 14042:2001. Gestión medioambiental. Análisis del ciclo de vida. Evaluación de impacto del ciclo de vida. (ISO 14042:2000).* AENOR.

ISO. (2001). *UNE-EN ISO 14043:2001. Gestión medioambiental. Análisis del ciclo de vida. Interpretación del ciclo de vida. (ISO 14043:2000).* AENOR.

ISO. (2006). *UNE-EN ISO 14044:2006. Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia. (ISO 14040:2006).* AENOR.

Javier Uche, Gemma Rauy, Luis Serra y Antonio Valero. *Aplicación de la metodológia de análisis de ciclo de vida (ACV) para la evaluación ambiental de desaladoras.* Fundación CIRCE / Universidad de Zaragoza.

Jiménez Herreo, Luis M. et al. (2008). *Agua y sostenibilidad:funcionalidad de las cuencas.* OSE.

John R. Agudelo S., Pedro Benjumea, Edwin Gómez Meneses y Juan Fernando Pérez Bayer. (2003). *Biodiesel,Una revisión del desempeño mecánico y ambiental.* Ingeniería & Desarrollo. Universidad del Norte. 13: 1-14, 2003.

Kägi, T. N. (Diciembre 2007). *Lyfe cycle inventories of agricultural production systems. Ecoinvent report nº 15.* Zürich and Dübendrof: ecoinvent centre.

Koellner, T. a. (2007). *, Assessment of land use impacts on the natural environment. Int J LCA.*

Lapuerta, M., Armas, O. & Ballesteros, R. (2002). Diesel particulate emissions from biofuels derived from spanish vegetable oils. (SAE paper 2002-01-1657.).

Lindeijer, E. K. (2002). *Improving and testing a land use methodology in LCA. Including case-studies on bricks, concrete and wood.* Ministry of Transport, Public Works and Water Management (RWS DWW), The Netherlands.

Lindeijer, F. (1996). *Normalization and valuation. In: Towards a methodology for life cycle impact assessment.*Brussels, Belgium: SETAC.

Luis Trama, Juan Carlos Troiano. (2001). Análisis del ciclo de vida según las normas de la subserie IRAM-ISO 14040. *Construir* (57).

Luz García Ceballos, Jose Ramón de Andrés Díaz. (2010). Los Parque Eólicos necesitan ACV para evaluar su comportamiento ambiental.

M. Herva , A. Franco et al. (2008). Aplicaciones de la huella ecológica. *MA MedioAmbiente* (461), 126-130.

Mahirt-Smith, J. (2011). Implicaciones ambientales de la tecnologias de energía renovable. *Ing. USBMed, Vol. 2, No. 2* , 10-16.

Mark Goedkoop, Reinout Jeijungs, Mark Huijbregts, An de Schryver, Jaap Struijs, Rosalie Van Zelm. (January 2009). *Recipe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and ehte endpoint level.*

Mark Goedkoop, Suzanne Effing y Marcel Colligton. (1999). *Anexo Eco-indicador 99. Método para evaluar el impacto ambiental a lo largo del Ciclo de Vida.Manual para diseñadores.*(S. P. IHOBE, Trad.) Holanda: Pré consultants B.V.

Müller-Wenk, R. (2003). *"A method to include LCA road traffic noise and its health effects", International Journal of Life Cycle Assessment 9 (2), 2004, 76-85.*

Muñoz, C. B. (2001). *Estudio crítico del análisis de ciclo de vida y su aplicación al sector de la construcción.* OFICEMEN, Departamento de Prospectiva de la Agrupación de cementos de España.

Niels Jungbluth, e. a. (December 2007). *Life Cycle Inventories fof Bioenergy. ecoinvent report nº 17.* Uster: ecoinvent Centre.

Niels, J. (2008). Life cycle assessment of biofuels. Uster, Switzerland: ESU-services Ltd.

Nielsen, P.H., Laursen, J.E. . (2003). *Nielsen, P.H., Laursen, J.E. "Background for spatial differentiation in LCA impact assessment - The EDIP2003 methodology – Part 9: Integration of external noise nuisance from road and rail transportation in life-cycle assessment.* Danish Environmental Protection Agency, Denmark.

Norris, G. (2001). The requirement for congruence in normalization. 85-88.

OMM. (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.*

P.W. Gerbens-Leenes, A.Y. Hoekstra. (June 2010). *Burning water: The water footprint of biofuel-based transport. The value of water research report seires nº 44.* Delft, the Netherlands: UNESCO-IHE Institue for Water Educaction.

P.W. Gerbens-Leenes, A.Y. Hoekstra,Th.H. Van Der Meer. (2008b). *The water footprint of bio-Energy. Golbal water use for bio-etanol, bio-diesel, heat and electricity.* UNESCO -IHE Institute of Water Education.

P.W. Gerbens-Leenes, A.Y. Hoekstra,Th.H. Van Der Meer. (2008). *Water footprint of bio-energy and other primary energy carrier.* UNESCO-IHE Institute of Water Education. Value of water. Research Report Series nº 29.

Pennington D., P. J. (2003). *"Life Cycle Assessment part 2: Current impact assessment practice".* Environ Int, 30.

Pennington, D. (2004). Update from European Comision.International expert group on life cycle assessment ofr integrated wate management.Journal of cleaner roduction 13: 321-326.

Pérez-Rincón, M. A. (2009). Los agrocombustibles:¿son cantos de sierena? . Análisis de los impactos ambientales y sociales para el caso de Colombia.

Powell, J.C.; Pearce D. W. anda Gaighill, A. L. (1997). Approaches to valuation in LCA impact assessment. 11-15.

Rainer et al. (2007). *Evaluación del ciclode vida de os productos energéticos: evaluación ambiental de biocombustibles.* Suiza: EMPA, Laboratorio de Tecnología y Sociedad.

Ricardo Guerrero, Gustavo Marreo, Jose M. Martínez-Duart y Luis A. Puch. (2010). *Biocombustibles Líquidos: situación actual y oportunidades de futuro para España.* Fundacion Ideas.

Rodríguez Casado R., A Garrido, M.R. Llamas, C. Varela-Ortega. (2008). *La huella hidrológica de la agricultura española.* Madrid, Madrid, España.

Rodriguez, M; Díaz, E; Ordónez, S.; Vega, A, y Coca, J.;. (2005). El Análisis del Ciclo de Vida - Definición y metodología (I).

Seppälä, J., Hämäläinen, R.P. (2011). On the meaning of the Distance-to-Target Weighting Method and Normalisation in Life Cycle Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment, 6(4), 218-221.

SETAC. (1993). *guidelines for Life Cycle Assessment: a code of practice.* Bruselas.

Siegenthaler, C. P. (2008). *Life cycle analysis and aplications. Corporate sustaninability anda technology.*

Sóbrino, F. H. (2010). Análisis técnico, económico y medioambiental de los potenciales sustitutos de los hidrocarburos en el mercado español de los combustibles para automoción. Madrid: Escuela Politécnica de Madrid. Ingenieros Industriales.

Sotelo Navlpotro, Jose Antonio et al. (Diciembre 2011). *Huella hídrica, desarrollo y sostenibilidad en España.* Fundación Mapfre.

Van Oers, e. a. (2001). *http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html.*

Vargas, J. R. (2008). Historia ampliada y comentada del análsis de ciclo de vida (ACV). (72), 37-70.

Water Footprint. (2012). *www.waterfootprint.org*.

White, P.J., Johnson, L.A. (2003). Corn chemistry and technology handbook. America Associaion of cereal Chemistry.